

Univerzita Karlova v Praze
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie
Studijní obor: Botanika



Bc. Adam Veselý

**Fytodiverzita různě starých úhorů ve vztahu ke změnám využívání
zemědělské půdy v okolí českých vesnic v rumunském Banátu**

Phytodiversity in old fields of different age and management history on agricultural land
adjacent to Czech villages in Romanian Banat area

Diplomová práce

Vedoucí práce: prof. RNDr. Pavel Kovář, CSc.
Konzultace: Mgr. Jaroslav Vojta, Ph.D.

Praha 2016

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracoval/a samostatně a že jsem uvedl/a všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 1.5. 2016

.....



Pohled na vesnici Svatá Helena

Poděkování

Děkuji za pomoc všem zúčastněným, jmenovitě Pavlu Kovářovi, Jaroslavu Vojtovi, Pavlu Wiesnerovi, Marii Smyčkové, Magdaleně Klárové a Janě Boháčové.

Abstract

The main aim of this thesis was to identify the main factors influencing development and diversity of vegetation on old fields around village Svatá Helena in Romania. I evaluated the influence of age of an old field, its management (mowing, pasture, burning and fallowing), soil chemical properties, topography and surrounding vegetation.

Using phytosociological relevés I collected data about species composition and coverage of species of the old field vegetation. With the assistance of local inhabitants I found out the age of the old fields and the type of applied management. I performed chemical analysis of soil properties, determined amount of available phosphorus, total carbon and nitrogen and pH. I also performed floristic survey of surrounding vegetation.

The data showed a unimodal trend in plant diversity during succession. The maximal diversity was recorded on 12 years old old fields. The diversity was also influenced by C/N ratio of soils. Growing C/N ratio had a negative effect on plant diversity. Analysis also showed some interesting connections between soil properties and topographic factors. Organic C and N in soils were rising with age of old field, rate of accumulation is higher on slopes.

The results showed that soil chemical properties have the highest influence on species composition have soil chemical properties especially the nutrient gradient of nitrogen and phosphorus. On low nutrient soils communities of perennial herbs were developed. On richer soils more annual species were present. The succession of shrubs was strongly influenced by concentration of nitrogen and organic matter in soil. On oldest old fields seedlings of shrubs don't establish or they don't survive. On richer soils the shrub layer successfully establishes. The data also showed possible connection between shrub succession and burning management.

key words: *old fields, secondary succession, burning, soil organic matter, C/N ratio, nitrogen, phosphorus*

Abstrakt

Hlavním cílem této diplomové práce je identifikovat hlavní faktory působící na vývoj a diverzitu vegetace opuštěných polí v okolí vesnice Svatá Helena v Rumunsku. Posuzoval jsem vliv stáří úhoru, jeho managementu (seč, pastva, vypalování a ponechání ladem) chemických vlastností půdy, orografických vlastností a okolní vegetace.

Na celkem 97 opuštěných úhorech bylo určeno pomocí fytocenologických snímků druhové složení vegetace a pokryvnosti jednotlivých druhů. Za pomoci místních obyvatel jsem zjistil stáří úhoru a typ aplikovaného managementu. Provedl jsem chemické analýzy vlastností půdy, určil jsem dostupný fosfor, celkový uhlík a dusík a pH. Rovněž jsem provedl floristický průzkum v okolí zkoumaných úhorů.

Zaznamenal jsem unimodální průběh diverzity v čase od opuštění úhoru s maximem 12 let po opuštění. Na diverzitu měl průkazný efekt taky poměr C/N v půdě, s rostoucím poměrem C/N se diverzita snižovala. Analýzy rovněž ukázaly některé zajímavé souvislosti mezi vlastnostmi půdy a orografickými faktory. C a N v půdě se kumuluje v čase, rychlost je vyšší na svazích.

Výsledky ukázaly, že největší vliv na druhové složení vegetace úhorů mají chemické vlastnosti půd, zejména živinový gradient dusíku a fosforu. Na půdách chudších se vyvíjely společenstva vytrvalých bylin, na bohatších úhorech se vyskytovaly společenstva více ruderální. Nástup křovin je silně ovlivněn koncentrací dusíku, potažmo organické hmoty v půdě. Zatímco na starých, živinami chudých úhorech se semenáčky křovin neuchycují, resp. se nedožívají vyššího věku, na dusíkem bohatých půdách se úspěšně rozvíjí keřové patro. Data rovněž ukázala možnou souvislost mezi pokryvností křovin a vypalováním.

klíčová slova: *úhory, sekundární sukcese, vypalování, půdní organická hmota, C/N poměr, dusík, fosfor*

Obsah

1 Úvod	8
1.1 Cíle práce	9
1.2 Funkce úhorů v krajině	9
1.3 Charakteristika území	10
1.3.1 Poloha a podmínky	10
1.3.2 Vegetace	11
1.3.3 Historie	12
1.4 Vývoj vegetace na úhorech	14
1.5 Vliv disturbancí na vegetaci úhorů	16
1.5.1 Seč	17
1.5.2 Vypalování	18
1.5.3 Pastva	19
1.6 Vliv abiotických podmínek na vegetaci	22
1.6.1 Vliv chemických vlastností půd na vegetaci	22
1.6.2 Topografické faktory	26
2 Metodika	27
2.1 Sběr dat	27
2.2 Půdní analýzy	28
2.2.1 pH	29
2.2.2 Analýza C, N	29
2.2.3 Dostupný fosfor	29
2.3 Statistika	29
2.3.1 Výpočet indexů	30
3 Výsledky	31
3.1 Aktuální vegetace úhorů	31
3.1.1 Klasifikace úhorových společenstev	32
3.1.2 Vliv proměnných prostředí na druhové složení společenstev	39
3.1.3 Species pool	41
3.2 Diverzita úhorů	42
3.3 Struktura vegetace úhorů	46
3.4 Chemismus půdy	49
3.4.1 Fosfor, aktivní pH	50
3.4.2 Uhlík, Dusík	52
4 Diskuze metodiky	58
4.1 Sběr dat	58
4.2 Půdní analýzy	60

5 Diskuze výsledků	61
5.1 Aktuální vegetace	61
5.2 Diverzita	63
5.3 Struktura vegetace	65
5.3 Chemismus půdy	66
5.3.1 Fosfor	66
5.3.2 Dusík, Uhlík	67
6 Závěr	71
7 Literatura	73
Přílohy	78

1 Úvod

Opouštění orné půdy je fenomén, v jehož důsledku vzniká řada nových stanovišť. Zemědělství v rozvinutých zemích tvoří stále menší složku ekonomik států a zaměstnává stále méně lidí. Rovněž dochází k intenzifikaci zemědělství a k zvyšování výnosů z jednotky plochy. Intenzifikaci zemědělství provází kromě výhod (zlevnění produkce) i řada negativních aspektů. Vlivem intenzivního zemědělství dochází k zvýšené degradaci půd a kontaminaci životního prostředí škodlivými látkami. Typickým následkem intenzivního zemědělství, spoléhajícího na vysoké dávky pesticidů a minerálních hnojiv je eutrofizace prostředí, zvýšená eroze půdy a úbytek organické hmoty v půdě (Miko et Hošek 2009). Výsledkem je zmenšování výměry zemědělské půdy a nárůst jiných typů ploch (lesní porosty, travní porosty, zastavěné plochy a vodní plochy). Trend snižování výměry zemědělské půdy je předpovídan i dále do budoucna. Modely předpovídají do roku 2080 snížení výměry orné půdy ve státech Evropské unie ze současných 24% celkové výměry na 12 – 18% (Rounsevell et al. 2005). Výsledkem je rovněž snižování výskytu střídavě obhospodařovaných ploch. Dochází tedy k mizení extenzivně obhospodařované krajiny, typicky spravované bez použití těžké mechanizované techniky a velkého množství minerálních hnojiv a pesticidů. S ubýváním tohoto biotopu dochází i k mizení druhů, které jsou na tento stanovištní typ vázány (Miko et Hošek 2009).

Vývoj těchto opuštěných ploch je pak determinován dalšími faktory, jako je například úživnost půd, vzdálenost od sídel, ale i politická situace apod. Za předpokladu, že tyto půdy nejsou zastavěny, což je v rozvinutých zemích poměrně častý scénář, (např. v České republice bývá ročně převedeno okolo 1000 ha orné půdy na stavební parcely), jsou tyto pozemky často zatravněny. Trendem je přibývání tzv. trvalých travních porostů, tedy ploch, jež Komise EU v rozhodnutí 2000/115 definuje jako plochy zemědělské půdy tvořící součást osevního postupu a jsou trvale, tedy nejméně pět let, využívány k pastvě nebo k výrobě objemných krmiv, jako jsou seno a siláž. Stejný předpis rozděluje TTP na trvalé louky, pastviny a na výnosově chudé pastviny obvykle využívané pouze extenzivní pastvou (Anonymus 2013). Podobný trend se objevuje napříč všemi státy Evropské unie, obecně lze říci, že tento trend je intenzivnější v rozvinutějších zemích s vyšším HDP (Renwick et al. 2013). Současný stav vývoje zemědělské půdy v Evropě lze tedy shrnout do konstatování, že obecně orané půdy v Evropě ubývá, předpokládá se, že tyto plochy budou ubývat i v následujících dekádách a že budou nahrazovány mimo jiné i trvalými travními porosty.

Opuštěná pole jsou v této práci nazývána úhory. Je ovšem potřeba odlišovat termín úhor-dlouhodobě opuštěné pole (*old field, abandoned field*) od úhoru, jakožto součást trojpolního systému (jař – ozim - úhor). V české literatuře se pro opuštěné pole též objevuje termín *lado* (Klaudisová 1978).

1.1 Cíle práce

Cílem této práce je vyhodnotit jaké faktory řídí druhovou bohatost a druhové složení společenstev, vyvíjejících se na úhorech. Studovanou lokalitou bylo blízké okolí vesnice Svatá Helena v Rumunsku, kde v posledních letech dochází k značnému odlivu obyvatelstva a tím pádem i nárůstu plochy opuštěné zemědělské půdy. Studovaným tématem je i vztah mezi vegetací a půdními podmínkami a mezi faktory prostředí jako takovými.

Konkrétně si kladu tyto otázky:

- Jaké je druhové složení a variabilita společenstev na úhorech?
- Jakým způsobem se zkoumané faktory podílejí na druhovém složení vegetace úhorů?
- Jak ovlivňuje stáří úhoru, jeho management, chemické vlastnosti půd a topografie terénu diverzitu a strukturu společenstev?
- Jakým způsobem jsou provázány půdní podmínky s mezi sebou a s ostatními sledovanými proměnnými prostředí?

1.2 Funkce úhorů v krajině

Úhory jsou důležitým krajinným prvkem, jehož přínos spočívá zejména v ekologické stabilizaci krajiny. Zejména starší úhory s vyšším podílem dřevin a krajin mají velice významnou funkci v ochraně půd před erozí, zpomalování průtoku vody, a tím ochranu před povodněmi, či zachytávání prachu. Tyto vlastnosti lze využít při ochraně cenných lokalit či zdrojů vody, kdy se dají využít jako nárazníkové pásmo, které zachytává škodliviny (Klaudisová 1978). Z ochrannářského hlediska jsou úhory zajímavé vysokou biodiverzitou, jakožto i výskytem ochrannářsky zajímavých druhů. Úhory též slouží jako úkryt mnoha živočišných druhů, dříve v Česku běžných. Rambousková (1980) v (Osbornová 1990) shrnuje přínos úhorů do 6 bodů:

1. Filtrační funkce- Úhory působí jako hygienický filtr polutantů, což může být velmi přínosné v oblastech s intenzivním průmyslem apod.
2. Refugiální funkce- Úhory jsou vhodná stanoviště pro řadu druhů, jimž škodí intenzifikace a mechanizace zemědělství.
3. Funkce ochrany půd- Úhory chrání půdu před vodní a větrnou erozí

4. Hydrologická funkce - Úhory, obzvlášť staré, zpomalují průtok vody krajinou, a zvyšují její retenční kapacitu.

5. Estetická funkce

6. Ekonomická funkce Pozitivní ekonomický přínos vzniká kombinací výše uvedených funkcí.

V neposlední řadě mají úhory významné využití při studiu sukcese. Výhodou je jejich poměrně velké celosvětové rozšíření a také to, že často známe stáří jednotlivých úhorů. Existují ekologické studie například z Puerta Rica (Zimmerman), Amazonie (Ganade), Jižní Afriky (Krug) Evropy (Prach, Lepš, Bonet) a mnoha jiných, často i exotických zemí (Cramer et Hobbs 2007).

1.3 Charakteristika území

1.3.1 Poloha a podmínky

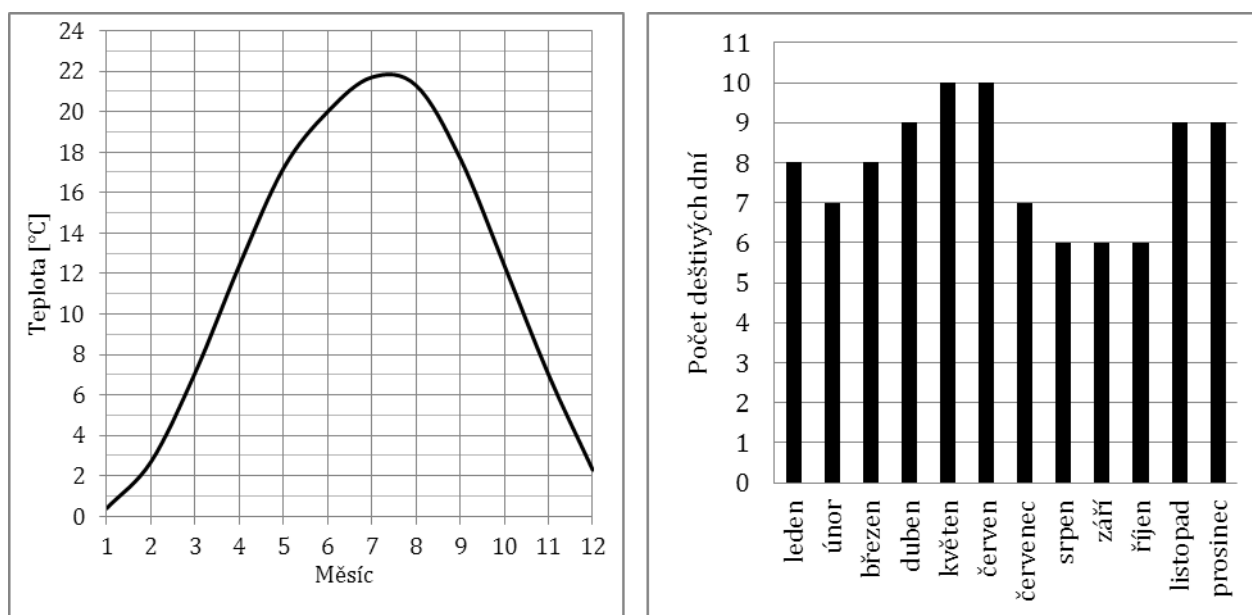
Podloží Českého Banátu je tvořeno zejména druhohorními sedimentárními horninami. Jedná se zejména o bazické vápencové horniny, v oblastech pramenišť se hojně vyskytuje travertin, jenž je místními obyvateli využíván jako tradiční stavebnina. Půdy v na úhorech v okolí Svaté Heleny patří do skupiny rendzin. Obecně se jedná o živinami velmi chudé, poměrně skeletovité půdy. Hloubka půdy se pohybuje okolo 25 cm, přičemž na strmějších svazích je mělká. Matečnou horninou jsou druhohorní vápence.

Zdejší zvlněný reliéf má na svědomí karpatské vrásnění, jež proběhlo před 15 mil. let. Kromě vrásnění se na tvaru reliéfu podepsalo i geologické složení - v průběhu čtvrtohor došlo ke vzniku mnohých krasových jevů. Mezi nejvýraznější patří tzv. krasové závrtý, jež se v oblasti vyskytují velmi často a jsou významným krajinotvorným prvkem. Vznikají propadnutím dutiny pod zemí, což se na povrchu projeví vytvořením prohlubně (místní tyto útvary nazývají dolíky). Na dně závrtů je hlubší a úživnější půda než jinde, což je pro místní obyvatele pozitivní přínos. V souvislosti s výstavbou větrných elektráren (s počátkem v roce 2011) však často dochází k zasypávání závrtů- pro stavebníky se tyto unikátní jevy v krajině, využívané pro sadařství a pěstování zeleniny, se specifickým druhovým složením, jeví pouze jako vhodná potenciální skládka pro suť.

Mezi další geologické fenomény, jež významně ovlivnily krajinu Banátu, patří bezesporu uhelné sloje, vzniklé během křídy a jury a banátský rudní pás, vzniklý během třetihor. Těžební průmysl v minulosti patřil k poměrně významným zdrojům obživy, nyní je však již těžba neprobíhá. Jako memento však zůstaly stát objekty připomínající toto období -

za zmínku stojí například úpravna rud u Nové Moldavy s odkalištěm, jež je zdrojem napětí mezi Rumunskem a Srbskem (stává se, že větry vanoucí na srbskou stranu Dunaje s sebou přinesou i značně toxický prach právě z rumunského odkaliště).

Český Banát se nachází v západním Rumunsku u hranic se Srbskem. Podnebí je teplé a mírné, ovlivněné jednak středomořským klimatem, jednak pásmem Karpat. Klima je více kontinentální než v České republice, je zde výrazný vliv nadmořské výšky (Kvaček 2009). Roční chod teplot a srážek je patrný z následujících klimagramů (údaje pro vesnici Gârnic):



Obr.1 Klimagram pro okolí Svaté Heleny.

1.3.2 Vegetace

Okolí Svaté Heleny patří s výškou 300 - 450 m.n.m. k nižším oblastem Českého Banátu. V nižších polohách se vyskytují teplomilné doubravy tvořené zejména *Carpinus betulus*, *Carpinus orientalis*, *Quercus ceris*, *Fraxinus ornus*, výše přecházejí do bučin *Fagus sylvatica* resp. *Fagus moesiaca*, v závrttech či na svazích je poměrně častá *Tilia tomentosa*. Pro lesy v okolí sídel je typický tzv. pařezinový, nebo také výmladkový způsob hospodaření s velmi krátkou dobou obmýtí (podle druhů listnáčů 10 – 15 resp. 15 – 25 let, Maděra et al. 2012), kdy pokácené stromy znovu obrážejí z kořenového systému, který může být starý přes 150 let. Travní společenstva se dle Řepky (2013) dají většinou zařadit do svazu *Cirsio-Brachypodion* (subkontinentální širokolisté trávníky).

Zdejší trávníky rozdělil Řepka (2013) do 3 vegetačních typů:

	Konstattní druhy	Charakteristika
Vegetační typ 1	<i>Teucrium chamaedrys</i> , <i>Pimpinella saxifraga</i> , <i>Galium verum</i> agg., <i>Fragaria viridis</i> , <i>Festuca valesiaca</i> , <i>Brachypodium pinnatum</i> , <i>Potentilla argentea</i> , <i>Carex caryophyllea</i> , <i>Scabiosa ochroleuca</i> , <i>Sanguisorba minor</i>	Zahrnuje narušované porosty s druhy mělkých půd, z našich vegetačních typů nejpodobnější asociaci <i>Scabioso ochroleucae-Brachypodietum pinnati</i>
Vegetační typ 2	<i>Festuca rupicola</i> , <i>Carex caryophyllea</i> , <i>Brachypodium pinnatum</i> , <i>Viola canina</i> , <i>Prunella laciniata</i> , <i>Hypochaeris maculata</i> , <i>Anthoxanthum odoratum</i> , <i>Inula salicina</i> , <i>Genista sagittalis</i> , <i>Genista ovata</i>	Zčásti zahrnuje porosty s acidofilními druhy, přesto z našich vegetačních typů nejpodobnější asociaci (bazifilních) bělokarpatských luk <i>Brachypodio pinnati-Molinietum arundinaceae</i> , avšak bez řady lesostepních druhů (<i>Carex montana</i> , <i>Tanacetum corymbosum</i> , <i>Ferulago sylvatica</i> , <i>Lathyrus latifolius</i>). Nicméně svým floristickým složením připomíná svaz <i>Chrysopogono-Danthonion</i>
Vegetační typ 3	<i>Viola hirta</i> , <i>Trifolium alpestre</i> , <i>Brachypodium pinnatum</i> , <i>Hypochaeris maculata</i> , <i>Galium verum</i> agg., <i>Filipendula vulgaris</i> , <i>Festuca rupicola</i> , <i>Dianthus banaticus</i> , <i>Inula salicina</i> , <i>Betonica officinalis</i>	Lokální analog bělokarpatské asociace <i>Brachypodio pinnati-Molinietum arundinaceae</i> .

1.3.3 Historie

V dobách na přelomu 18. a 19. století se Evropa nacházela v rozvratu způsobeném Napoleonskými válkami. Probíhající průmyslová revoluce s sebou nesla nové fenomény, jež byly předzvěstí nové doby. Slábnoucí šlechta, sílící měšťanstvo, vzrůst nacionalismu, hrozící konflikty, všechny tyto jevy se podepsaly na bouřlivé atmosféře tehdejší doby. Pro chudší vrstvy byla cesta k prosperitě nejčastěji zprostředkována vlastnictvím půdy, což obyvatelstvo silně motivovalo k vystěhovalectví. Destinace emigrantů byly zejména Amerika, Rusko a také Balkán. Část Balkánu nacházející se okolo Dunaje patřila tehdejšímu Rakouskému císařství. Vzhledem k nebezpečí hrozícímu Rakouskému císařství ze strany Osmanské říše, jež přiléhala k Balkánu, se rozhodla Habsburská monarchie učinit oficiální výzvu k osídlení pohraničních oblastí svého území vojenskými pluky. Obyvatele Rakouského Císařství kromě příslibu půdy motivovalo k přesídlení osvobození od dlouholeté vojenské služby výměnou za

vojenskou službu profesionální či dlouholeté odpuštění daní. Mezi lety 1827 – 1828 vyrazila velká skupina zájemců (Kvaček 2009).

Krajina v této době byla opuštěná a zarostlá málo dotčenou, převážně klimaxovou vegetací. Značnou část území zabíraly lesy, zejména bučiny. Nehostinné podmínky řadu osadníků odradily, někteří však vytrvali a vyklučili část území, aby mohli obhospodařovat krajinu. Tak bylo založeno dvanáct českých vesnic, z nichž šest je stále osídleno potomky původních osadníků (Rovensko, Gernik, Svatá Helena, Bigr, Eibentál a Šumice). V oblasti panuje poměrně suché klima. Z tohoto důvodu je několik vesnic zaniklo kvůli nedostatku vody, jenž byl markantní zejména ve vyšších polohách. Ve dvou kolonizačních vlnách mezi lety 1822 – 1827 tehdy přijelo 1000 – 2000 českých osadníků a zhruba stejný počet sudetských Němců, jenž si založili vlastní vesnice (Wolfswiese, Weidenthal, Weidenheim a Lindenfeld) (Kvaček 2009).

Obyvatelstvo se živilo především zemědělstvím, v oblasti se však také od 70. let 19. století těžilo kvalitní černé uhlí (Bigr a Eibentál jsou hornické osady). Vzhledem k odlehlosti oblasti doléhalo politické dění v Evropě na místní obyvatele mírněji, než jinde. Održení od Rakousko-Uherska, a přiřazení oblasti k Rumunsku v roce 1919 životní styl obyvatel neovlivnilo. Po druhé světové válce nastalo krátké období (1947 – 1948), kdy se obyvatelé mohli volně stěhovat, což se projevilo první velkou vlnou vystěhovalectví z českého Banátu. Zpátky do Čech se odstěhovalo na 5000 lidí, což tvořilo třetinu tehdejšího počtu obyvatel. Poválečný režim Nikolaje Ceaușesca vyžadoval, aby všichni obyvatelé Rumunska byli zaměstnáni ve státní správě, což v případě českého Banátu bylo kvůli nedostatku řádných míst nerealizovatelné. Také kolektivizace zemědělství nikdy zcela neproběhla, což je jeden z důvodů, proč si zdejší krajina zachovává ráz podobný krajině české z dob před kolektivizací. Kolektivizace zemědělské půdy tehdy v Československu zásadně ovlivnila ráz krajiny. Docházelo k mizení remízků a mezí, kácení solitérních stromů atd., meliorace přispěly k vymizení vlhkomilných společenstev. Na druhové skladbě společenstev se též negativně projevilo masové používání hnojiv a pesticidů, v jehož důsledku došlo k eutrofizaci půd a omezení výskytu oligotrofních druhů. Jednou z mála nabídek práce v českém Banátu bylo hornictví v uhelných dolech a komunistickému režimu se hodila každá tuna uhlí (Kvaček 2009).

Po pádu komunistického režimu nastala druhá vlna emigrace zpět do Česka. Tato vlna trvá v podstatě dodnes, populace zdejší komunity nadále stagnuje. Ve vesnicích zůstávají především starší obyvatelé, zatímco mladší se stěhují do Česka, a do Banátu se vrací příležitostně na léto. Kromě zemědělství si nyní obyvatelé přivydělávají i pronájmem

usedlostí, neboť pro Čechy je Banát oblíbenou turistickou destinací, právě kvůli jistému zakonzervování přírody a kultury 19. století. Nicméně moderní doba sahá i sem, a tak je osobitý ráz krajiny v současnosti ohrožen průmyslovou výstavbou (Kvaček, 2009), nejnověji pak výstavbou početných větrných elektráren konsorcii zahraničních energetických firem.

1.4 Vývoj vegetace na úhorech

Pro sukcesi na úhorech je typické střídání životních forem rostlin. V počátečních stadiích sukcese se vyskytují zejména jednoleté rostliny spoléhající na přežívání v semenné bance, ty jsou pak nahrazovány vytrvalými rostlinami až k finálnímu klimaxovému stadiu, kterým je les (Begon et Harper, 1997).

Connell et Slatyer (1977) ve své studii vymezuje tři základní modely sukcese. První model se nazývá facilitační. V něm druhy kolonizující lokalitu svou přítomností mění environmentální podmínky, a tak umožňují nástup dalších druhů. Při kolonizaci extrémních míst dochází ke stabilizaci podmínek. Tento model nachází uplatnění zejména při popisu primární sukcese na nově vzniklých lokalitách bez vyvinuté půdy a přítomných diaspor.

Druhý model se nazývá inhibiční. Sukcesi považuje za velmi heterogenní, nepředvídatelný děj, protože závisí na tom, který organismus obsadí místo dříve. Pionýrské druhy inhibují růst sukcesně pokročilejších druhů. Druhová posloupnost není pravidelná, protože každý druh může libovolně konkurenčně inhibovat, nebo podporovat druh jiný. Takováto společenstva nesměřují ke klimaxu. Posloupnost krátkověkých a dlouhověkých forem není v tomto modelu pravidlem.

Toleranční model popisuje sukcesi jako posloupnost druhů, přičemž efekt dřívějšího druhu na pozdější je neutrální. Tento model zachovává princip náhodné kolonizace a konkurenční dominance. Navazující druh toleruje podmínky vytvořené druhem předchozím, může jej však konkurenčně vyloučit. Toleranční model je často využíván pro popis sekundární sukcese na úhorech (např. Tilman, 1988).

Tyto schematické modely jsou však velmi zjednodušující a skutečnost nevystihují příliš přesně. Do procesu ekologické sukcese vstupuje velmi mnoho vlivů, jež takto obecné modely nedokáží obsáhnout. Obecně se ale za rozhodující parametry prostředí ukazuje dostupnost živin (zejména dusíku a fosforu), dostupnost energie ve formě slunečního záření a dostupnost druhů (species pool) (Begon et Harper, 1997).

Proces přirozeného zarůstání opuštěných polí přirozenou vegetací je ovlivněn řadou faktorů. Mezi nejvýznamnější patří přítomné diaspory v půdě, okolní vegetace a její variabilita. Druhové složení mladých úhorů je největší měrou determinováno semeny, přítomnými v semenné bance, které se do půdy dostaly ještě, když na místě bylo obhospodařované pole. Na iniciálních stádiích úhorů se tedy nejvíce projevuje vliv předchozího managementu (zejm. typ pěstované plodiny) (Cramer et Hobbs 2007). Pro raná stadia úhorů jsou typické krátkověké druhy tvořící semennou banku, další skupinou druhů mohou být rostliny s vysokou schopností šíření, které na lokalitu domigrovaly (Klaudisová, 1978). Raná stadia úhorů jsou v pestré mozaikovitě krajině, jakou je oblast Banátu značně variabilní. V průběhu sukcese obvykle variabilita snižuje. Variabilitu však mohou nadále tvořit rozdílné podmínky prostředí, abiotické i biotické (Cramer et Hobbs 2007). Alfa diverzita úhorů neroste lineárně s jejich stářím. Pro časovou distribuci diverzity je příznačná největší druhová bohatost před dosažením klimaxu (Denslow 1980).

Společenstva jednoletých rostlin jsou postupem času nahrazována víceletými bylinami a vytrvalými travinami. Zapojení travin na suchých úhorech trvá v podmínkách Českého krasu minimálně 10 let (Soukupová 1984), v příznivých podmínkách však může být proces rychlejší. Zkušenosti z Českého Banátu ukazují, že společenstva s dominancí graminoidů se mohou ustanovit rychleji. Po zapojení travin obvykle dochází ke zpomalení dynamiky vegetace (Soukupová 1984). Konkurenčně silné trávy mohou dokonce sukcesi zablokovat v tomto stádiu – pak typicky dochází k ustanovení společenstev s jedinou silnou dominantou. Jedná se zejména o třtinu chloupkatou *Calamagrostis epigejos* či ovsík vyvýšený *Arrhenatherum elatius*. Nástup dřevin může omezovat příliš suché klima a omezené množství živin v půdě. Nástup dřevin může být rovněž omezen nedostatkem diaspor, to se děje v případě, že v okolí nejsou přítomny žádné stromy a keře, které by produkovaly semena – to je typický jev například pro úhory v Panonské pánvi v Rumusku, kde došlo k vykácení stromů v 18. Století (Ruprecht 2005). Pro druhy pozdějších sukcesních stádií je rovněž typický posun fenologických fází, ke kvetení obvykle dochází později než v květnu a trvá maximálně jeden až dva měsíce (Kahmen et Poschlod, 2004). Stárnutí úhoru (tedy doba od opuštění pole) se projeví nejen na druhovém složení, ale i na stanovištních podmínkách. Mikroklimatická měření prováděná v rámci studie úhorů v Českém krasu prokázala nižší výkyvy teplot na starších úhorech (Osbornová 1990). V této studii byl prokázán stabilizující efekt stáří úhoru na povrchovou teplotu půdy a na teplotu pod sněhovou pokrývkou.

V r-K kontinuu je průběh sekundární sukcese obecně charakterizován počáteční expanzí r-strategů (tedy druhů s širokou ekologickou valencí, orientovaných na rychlou produkci potomstva) a následným postupným nahrazováním K-strategy (Connell et Slatyer 1977). Průběh sukcese může být ovlivněn disturbancemi.

Druhové složení se je podle studií pod rozdílným disturbančním režimem rozdílné. Dle hypotézy středního narušení je druhová bohatost nejvyšší při průměrné intenzitě disturbance. Poprvé byla publikována J. H. Connellem (1978). Nejvyšší diverzitu rostlin pozoroval na pastvinách Českého Banátu Vojta et. al (2014). Hypotéza středního narušení předpokládá, že pokud je v systému intenzita disturbancí nízká, dochází k vytlačení pionýrských druhů, naopak příliš vysoká intenzita zabraňuje uchycení dlouholetých druhů. Střední míra disturbance tedy zajišťuje koexistenci pionýrských i dlouhověkových druhů, což implikuje nejvyšší druhovou bohatost. Při nízké míře narušování dochází k poklesu biodiverzity kvůli dominanci kompetičně nejsilnějších druhů. Při vysoké intenzitě disturbancí dochází k poklesu biodiverzity kvůli neschopnosti druhů tolerovat příliš vysoký stres. Střední míra disturbance je pro různá společenstva s různým množstvím zdrojů. Společenstva s větším množstvím zdrojů mají hranici optimálního disturbančního režimu výše, než společenstva chudších lokalit (Begon et Harper, 1997). Typ disturbance rovněž ovlivňuje druhové složení. Obecně platí, že střední míra disturbance omezuje výskyt dominant, různé typy disturbance však ovlivňují druhové složení jinak. Srovnávací studie prokázaly rozdílné druhové složení ploch s rozdílným typem disturbance (Hakrová et Wotavová 2004). V této práci je porovnávána disturbance ohněm, pastvou, sečí a režim bez disturbancí. Mechanismy působení rozdílných typů disturbancí jsou rozdílné. Seč a vypalování je zpravidla neselektivní, na rozdíl od pastvy. Rozdílné může být i působení na chemismus a fyzikální vlastnosti půdy, kdy pastva a vypalování způsobuje spíše zvýšení úživnosti půd, naopak seč s odvozem materiálu půdy ochuzuje. Typ disturbance se může lišit i v účinku na opylovače či herbivory (Hakrová et Wotavová 2004).

1.5 Vliv disturbancí na vegetaci úhorů

Většina travních porostů v pásu mírných opadavých lesů je udržována činností člověka. Pravidelné obhospodařování vedlo ke vzniku řady společenstev, která by bez lidské činnosti zanikla. Interakce mezi člověkem a přírodou tak dala vzniknout celé řadě stanovišť, které jsou často druhově velmi bohaté. V posledních letech jsme však svědky postupného upouštění od

tohoto obhospodařování značných ploch, a tak na mnoha místech dochází k pokračování sukcese směrem k lesům. Pokračující sukcese se často projevuje nástupem z ochránářského hlediska nežádoucích druhů a naopak mizení těch cenných. Pro udržení biodiverzity se tak po celé Evropě často uplatňují různé agroenvironmentální postupy, které mají za úkol suplovat management na místech, kde již hospodaření není z ekonomického hlediska rentabilní (Gaisler et al., 2011; Pimentel et al., 1992).

1.5.1 Seč

Seč je velmi rozšířeným způsobem hospodaření na úhorech v Českém Banátu. Místní louky jsou sekány zpravidla jednou až dvakrát do roka. Pro seč bývají v Banátu využívány zejména produktivní vysokostébelné ovsíkové trávníky.

Při seči dochází k neselektivnímu odstranění biomasy z plochy, tato biomasa se obvykle pak dále používá jako krmivo, či jako podestýlka. Četnost seče je závislá na produktivitě společenstva. V minulosti, kdy se seč prováděla ručními nástroji, bylo sečení lokality často nepravidelné a postupné. To přispívalo k mozaikovitosti krajiny. Výskyt posečených i neposečených míst na jedné lokalitě přispívá k druhové bohatosti, nejen rostlin, ale i jiných organismů. Zejména je nepravidelná seč spojována s biodiverzitou bezobratlých. Naopak moderní mechanizovaný způsob, kdy dochází k posečení celé louky naráz, není pro biodiverzitu příliš vhodný. Z mnoha studií vyplývá, že cílený management lokalit sečením způsobuje potlačení rostlinných dominant. Dochází k omezení konkurenceschopnosti rostlin, u kterých je silný kompetiční tlak na ostatní druhy ve společenstvu zprostředkován rychlou akumulací biomasy. Pravidelným odstraňováním biomasy, která by jinak bránila v růstu, se umožní růst i kompetičně slabším druhům. Důležitým faktorem je načasování seče. Rostliny jsou nejvíce zranitelné v době začátku kvetení. V této době dochází k transportu živin ze zásobních orgánů do nadzemní části biomasy. Sečením tedy potlačíme zejména ty druhy, které zrovna kvetou. Studie z krkonošských jednosečných trojštětových luk (Gaisler et al. 2011) ukázala, že největší vliv na vegetaci má seč, pokud byla provedena časně zjara. Časnou sečí je ovlivněna druhová skladba i struktura společenstva, brzká seč podporuje odnožování rostlin. Naopak pozdní seč má vliv zanedbatelný. Studie srovnávala louky vedené po dobu 10 let rozdílným managementem- sečené jednou ročně v různou dobu a ponechané ladem. Ukázalo se, že ani desetileté ponechání bez managementu nezpůsobilo úbytek žádného druhu. Došlo však k významným změnám pokryvnosti jednotlivých druhů. Na sečených loukách dominovaly graminoidy, podpořeny byly nejvíce druhy *Anthoxanthum odoratum*, *Briza media*, *Agrostis capillaris* a *Festuca rubra*. Naopak k úbytku pokryvnosti na sečených loukách došlo

u některých bylin, zejména u druhů *Hypericum perforatum*, *Geranium sylvaticum* a *Cirsium heterophyllum*. Na řadu druhů neměl desetiletý management žádný vliv. Obecně lze říct, že sečení podporovalo skupiny nízkých dvouděložných bylin, trávy nízké i vysoké. Na plochách ponechaných ladem se projevíly více vysoké dvouděložné rostliny. Efekt managementu se na zkoumaných lokalitách projevil až po 3 letech.

Značný efekt má seč na chemismus půdy. Pokud dochází k odnosu posečené biomasy, tak dochází k úbytku živin. Při sečení dochází nejvíce k úbytku draslíku, protože existuje silná závislost mezi množstvím draslíku v půdě a v biomase. Odčerpávání draslíku z půdy může být též umocněno tím, že rostliny asimilují víc draslíku, než skutečně potřebují, a tak se do nadzemní biomasy dostane většina dostupného draslíku (tzv. luxusní spotřeba) (Gaisler et al. 2011).

1.5.2 Vypalování

Na úhorech Českého Banátu patří vypalování mezi nejběžnější způsoby managementu. Vypalování je prováděno poměrně často, až dvakrát do roka- na jaře a na podzim (Maděra, 2015). Vypalovány jsou nejen intenzivní pastviny, kde vypálení slouží zejména k nastartování růstu čerstvé a dobře stravitelné biomasy, méně pak k odstranění křovin. Intenzivní pastviny zabírají v okolí vesnice Svatá Helena spíše menší území. Vypalují se též úhory, jejichž produkční funkce je pro místní obyvatele nepodstatná. V takovém případě dochází k vypalování úhory z důvodu rumunské zemědělské dotační politiky, protože vlastníci půdy dostávají dotace za půdu, která neleží ladem, ale je nějakým způsobem obhospodařována. Toto nařízení má zabraňovat pustnutí krajiny. Vypalování sice nepatří mezi povolené způsoby managementu, nicméně je toto nařízení ze strany místních ignorováno a ze strany úřadů je vypalován tolerováno. V neposlední řadě dochází k vypalování i proto, že pro místní obyvatele je to jakýsi druh folklóru a kratochvíle.

Při vypalování dochází k efektivnímu odstranění stařiny, urychlení koloběhu živin a i ke změnám světelných podmínek. Vypálením určité plochy je silně nebo úplně destruována místní vegetace a často i listový opad a svrchní vrstva půdy. Vzniklé spáleniště je značně extrémním biotopem, s velkými teplotními výkyvy a bez humusových látek v půdě. Vzniká substrát s na jedné straně snadno využitelnými minerálními látkami a na druhé straně s řadou toxických například dehtových sloučenin. Pokud je požár intenzivní, dochází nejen k destrukci rostlin, ale i ke spálení diaspor v půdě (pokud se nejedná o semena pyrofytních

roślin u kterých může naopak požár aktivovat klíčení). Efekt vypalování na biodiverzitu závisí na četnosti vypalování, jeho intenzitě a rozloze požářiště. Pro potřeby ochrany biodiverzity je vypalování často uváděno jako potenciálně vhodný způsob managementu nelesních biotopů, důležité je však nevypalovat příliš často a ani v příliš velkém rozsahu. Ideální doba vypalování je uváděna jako úplný konec vegetační sezony, či časně zjara, což má zamezit poškozování populací zejména bezobratlých živočichů. Ideální četnost vypalování se uvádí jednou za 3 i více let. Častější vypalování obvykle vede k vzniku druhově chudých společenstev se silnými dominantami, jako je například *Dactylis glomerata*, *Calamagrostis epigejos*, či *Hypericum perforatum* (Wahlman & Milberg, 2002).. Vzhledem k tomu, že úhory v okolí vesnice Svatá Helena jsou vypalovány obvykle dvakrát do roka, na jaře a na podzim, lze očekávat negativní dopad tohoto managementu na druhovou bohatost jednotlivých úhorů. V rámci celé oblasti však může zvýšit diverzitu o některé anthrakofyty či pyrofyty, zejména z řad mechů, jätrovek a hub (Sádlo 1994).

1.5.3 Pastva

V minulosti byla pastva nejdůležitějším faktorem utvářejícím krajinný ráz Evropy. Ve středověku existovala v tehdejší „kulturní“ krajině graduální mozaika biotopů od zcela vypasených holin, přes křovinaté lesostepi až po vysoký les. Páslo se téměř všude, jen s rozdílnou intenzitou. Ústup od tradiční pastvy v Rakousko-Uhersku nastal za vlády Marie Terezie, která vydala dekret, zakazující pastvu v lesích. Toto opatření mělo za cíl usnadnit a zefektivnit lesní hospodářství- stáda dobytku totiž s oblibou konzumují semenáčky stromů. S mizející extenzivní pastvou byly parcely převáděny na lesy louky a pole. Tento přerod krajiny byl završen v druhé polovině 20. století. V současnosti se v krajině vyskytují hlavně dva extrémní případy biotopů- hustý les a intenzivně obhospodařovaná kulturní step, tedy pole a louky (Mládek, 2006).

Na extenzivní pastevní režim je vázána celá řada organismů, které v důsledku upouštění od tohoto typu managementu z krajiny mizí. Na území ČR za posledních 100 – 150 let vyhynulo 10% druhů hmyzu (tj. 3000 druhů), počet kriticky ohrožených druhů je přibližně stejný (Mládek, 2006) V případě hmyzu se jedná právě zejména o druhy, které jsou vázány na extenzivní, mozaikovitou pastvu.

Na rozdíl od seče, při pastvě si dobytek selektivně vybírá rostliny, která spase. Tento fenomén je v Českém Banátu dobře znatelný na první pohled na místních intenzivněji využívaných pastvinách, kde jsou ve větší míře rozšířeny rostliny, které jsou proti okusu

odolné, případně se mu nějak brání (*Eryngium campestre*, *Carduus sp.*, *Cirsium sp.*, *Rubus sp.*, *Crataegus sp.*, *Rosa sp.*). Místní obyvatelé tohoto faktu využívají, když chtějí předejít sežrání odkopku ovocného stromu (v místních sadech se pase velmi často), jednoduše výhonek obklopí trnitými větvemi, což ho ochrání před dobyt看em.

Dobyt看 též intenzivně sešlapává vegetaci, což se projevuje na vzrůstu i druhovém složení pastvin (Pourová 2009). Sešlapové formy rostlin jsou menší a obvykle vykazují nižší fitness, mají méně semen, zpravidla i menších, než na nesešlapávané lokalitě. Na pastvinách se objevují i okusové formy rostlin, zejména dřevin. V Českém Banátu je z důvodu zarůstání pastvin křovinami velmi často kombinována pastva s vypalováním. Toto opatření má zejména iniciovat růst čerstvé píce a v menší míře i omezit výskyt křovin na pastvinách. Dobyt看 též často narušuje půdní kryt a svými kopyty odkrývá plochy, jež pak mohou být znovu zpřístupněny iniciální sukcesi.

Obecně lze říci, že na lokalitě se pastva projeví převahou druhů s přízemním uspořádáním asimilačních orgánů, oproti sekaným loukám má (po seči) vyšší pokryvnost vegetace, protože nedochází ke vzniku strniště (Mládek et al. 2006). Pro rozvoj typického pastevního porostu je však nutná dlouhodobá (5-10 let) a intenzivní (celosezónní) pastva. Jinak dochází k rozvoji vysokostébelných travin, typických pro luční společenstva (Hejcman et al. 2005, Mládek et al. 2006). Z této informace vyplývá, že na extenzivně a nepravidelně pasených úhorech v Českém Banátu by pastva neměla mít významný vliv na strukturu vegetace. Dalším efektem pastvy, je zamezení zárůstu plochy dřevinami, jak již bylo zmíněno. Avšak tento vliv je do jisté míry limitován vybíravostí dobytka, což se projeví nárůstem pokryvnosti trnitých druhů. Zásadní je též ovlivnění trofie spásaných ploch. Dobyt看 svými exkrementy přináší živiny do půdy, na rozdíl od seče, kdy je půda spíše ochuzována. Paradoxně však lze pastvu využít i jako prostředek pro odstranění živin z eutrofizovaných půd, avšak tato technologie vyžaduje náročnou manipulaci se stády dobytka a je tedy vhodná k použití pouze tam, kde nelze nasadit sekací techniku (Mládek et al. 2006).

Vliv pastvy na vegetaci je velmi odvislý od její intenzity. Zatímco občasné přepásání nemívá na druhové složení a strukturu společenstva významný vliv, příliš intenzivní pastva může naopak způsobit zvýšenou erozi půd a celkovou degradaci společenstev (Mládek et al. 2006).

Na efekt pastvy má významný vliv i to, jaká zvířata se na pastvině pasou. Jednotlivé druhy býložravců se od sebe liší výškou spásání, selektivitou i jinými atributy (Mládek et al. 2006):

Skot

- Spásá neselektivně
- Výška spasení 3-5 cm
- Porost uškubává
- Spásá i vysoký porost
- Vyhýbá se místům s exkrementy
- Respektuje elektrické ohradníky
- Způsobuje erozi půd

Ovce

- Spásá selektivně
- Výška spasení 2-3 cm
- Porost ukusuje
- Spásá spodní část porostu
- Nerespektuje elektrické ohradníky
- Spásá i dřeviny
- Vyhýbá se kvetoucím travám
- Nevyhýbá se pokáleným místům

Koza

- Spásá selektivně
- Výška spasení vyšší než 5 cm
- Porost ukusuje
- Spásá střední část porostu
- Spásá dřeviny
- Respektuje elektrické ohradníky

Kůň

- Spásá selektivně
- Výška spasení okolo 3 cm
- Vyhýbá se pokáleným místům
- Exkrementy vylučuje na jednom místě, která pak nespásá
- Na pastvině se výrazně pohybuje
- Respektuje elektrické ohradníky

1.6 Vliv abiotických podmínek na vegetaci

Existuje celá řada abiotických ekologických faktorů, které určují druhové složení vegetace. V agroekologických příručkách bývají děleny na dvě skupiny faktorů, faktory které člověk nemůže ovlivnit vůbec, nebo jen velmi málo a faktory, které jsou ovlivňované. Do první skupiny můžeme zahrnout klimatické poměry, například množství slunečního záření, množství srážek a jejich distribuce v průběhu roku, délka vegetačního období, geologický podklad a některé vlastnosti půdy, jako je hloubka aktivního půdního profilu a půdní typ, dále například teplota půdy. Dále se sem řadí orografické faktory, ty však nepůsobí na vegetaci přímo, ale prostřednictvím výše zmíněných faktorů. Do druhé skupiny se řadí vodní režim, obsah huminových látek, fyzikální vlastnosti půdy, obsah přístupných živin a z biotických faktorů typ managementu. Přirozené typy vegetace odrážejí více dané vlastnosti prostředí, umělé a polokulturní porosty intenzitu a způsob obhospodařování. (Rychnovská 1985). Blíže se budu věnovat faktorům prostředí, která byly pro účely práce zkoumány. Vlivem dalších faktorů se podrobněji zabývám ve své bakalářské práci (Veselý, 2012)

1.6.1 Vliv chemických vlastností půd na vegetaci

Obsah přístupných živin v půdě, eventuálně v záplavové, nebo podzemní vodě působí jako jeden z nejdůležitějších a nejsilnějších faktorů, ovlivňujících a strukturujících vegetaci. Možnost příjmu jednotlivých živin rostlinami z půdy je závislá na půdní vlhkosti, aciditě a půdní teplotě. V úhorových společenstvech je prokořenění poměrně mělké. Nejvíce je půda prorostlá kořeny v hloubce do 10 cm. Nejdůležitější je tedy obsah živin v humusovém A horizontu. Též poměr určitých iontů navzájem a intenzita činnosti mikroorganismů, podílejících se na koloběhu živin, může mít význam. Dostupnost živin se významně podepisuje nejen na druhovém složení, ale i na produktivitě společenstva (Rychnovská et al. 1985).

Primární zdroj živin v půdě je matečná hornina. Mezi nejdůležitější živiny patří uhlík, dusík, fosfor, síra, draslík, hořčík, železo, brom, bór, chlór, vápník, zinek, měď, molybden a kobalt. Dělit je můžeme na makroelementy (C, O, H, N, P, K, Ca, Mg, S) a mikroelementy (Fe, Mn, Zn, Cu, B, Mo, ...), podle obsahu v biomase rostliny. Dále existují prvky, na které je požadavek značně druhově specifický. Živiny též můžeme rozdělit podle toho, jakou funkci v biochemii rostlin zastávají (Mengel et Kirkby 1978, Lawlor et al. 2004).

Skupina	Živina	Příjem	Biochemické funkce v rostlině
1	C, H, O, N, S	ve formách CO ₂ , HCO ₃ ⁻ H ₂ O, O ₂ , NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺ SO ₄ ²⁻ , SO ₂	- hlavní složky organických látek - základní prvky enzymatických procesů - zúčastňuje se oxidačně redukčních reakcí
2	P, B, Si	ve formách fosfátů, kys. borité, borátů, silikátů	- esterifikace nativních alkoholových skupin - fosfátové estery se zúčastňují přenosu energie
3	K, Na, Mg, Ca, Mn, Cl	v iontových formách z půdního roztoku	- vyznačují se nespecifickými funkcemi, které řídí osmotický potenciál - specifikují činnost enzymových proteinů - aktivují enzymy - vyrovnávají nedifúzní a difúzní anionty
4	Fe, Cu, Zn, Mo	ve formách iontů nebo chelátů z půdních roztoků	- převládají v chelátových formách inkorporovaných do prostetických skupin - umožňují elektronový transport se změnami valence

Pro rostliny (ale i další organismy) platí, že produkce biomasy druhu je dána tím prvkem, který je v daném prostředí limitující. To znamená, že jednotlivé elementární živiny jsou nenahraditelné a mají v těle rostliny jedinečné funkce (Begon et al. 1997). Množství dostupných živin se významně podílí na struktuře a druhovém složení společenstva. Klasický model (*limiting resource model*) předpokládá, že kompetiční výhodu budou mít ve společenstvu ty druhy, které jsou schopny tolerovat chudší substráty, tedy méně zdrojů (Armstrong et McGehee 1980). To však platí pouze v omezené míře, v prostředí živinově bohatém jsou konkurenceschopnější druhy, které jsou schopny dostupné zdroje využívat neefektivněji (Xiao et Fussman 2013). Pro potřeby práce jsem se zaměřil na tyto půdní vlastnosti: obsah celkového dusíku, obsah dostupného fosforu a pH.

Dusík

Dusík je důležitá součást aminokyselin a nukleových kyselin organismů. V méně úživných půdách může být dusík významným limitujícím zdrojem. V půdě je vázán na biomasu, ve formě minerálů přítomen není (až na některé výjimky, například nitrotranit). Primárním zdrojem dusíkatých látek v půdě je vzdušný dusík, který je nitrifikačními organismy (např. *Rhizobium*) převáděn na NH₄⁺ a posléze NO₃⁻ ionty. V této formě je pak dusík využitelný pro rostliny. Dusíkaté látky, uvolňující se z biomasy rozkládané půdními mikroorganismy (zejména mykorhizními houbami) jsou v půdě mineralizovány na dusičnany a amoniak. Tyto látky jsou buď adsorbovány jílovými částicemi, nebo odplaveny pryč nebo, opět využity jako

živina pro rostliny, nebo půdní mikroby. Pro fixaci dusíku v půdě jsou důležité rostliny, které žijí v symbióze s nitrifikačními bakteriemi. Patří mezi ně bobovité rostliny, dále pak například olše.

Celková zásoba dusíku v půdě tedy určuje potenciální množství dostupného dusíku, jeho využitelnost je ale ovlivněna dalšími faktory, jako je vlhkost půdy, teplota, poměr C/N a s nimi spojená mikrobiální aktivita.

C/N poměr

Poměr uhlíku k dusíku v půdě je jedním z nejdůležitějších ekologických ukazatelů. Poměr C/N má významnou roli v půdním detritickém řetězci. Rostlinný opad je povahou značně heterogenní směs látek, některé jsou rozložitelné velmi snadno a mikroorganismy je mineralizují rychle a efektivně. Může se jednat například o proteiny, a jednodušší cukry. Jiné látky jsou rozložitelné obtížně a získávání dusíku z nich je energeticky méně výhodné. Klíčem k rozložitelnosti a snadnosti mineralizace dusíku je poměr C/N v organické hmotě. Organická hmota s vyšším poměrem C/N je obtížněji rozložitelná. Mikroorganismy (zejména houby) musí vynaložit více energie a efektivita získávání dusíku se výrazně snižuje. Rostliny jsou schopny z celkového množství dusíku v půdě využívat pouze malou část přítomnou ve formě amonných iontů a dusičnanů, kterou vytváří právě půdní mikroorganismy.

Fosfor

Fosfor je další z nejdůležitějších biogenních prvků. Je součástí sloučenin, důležitých pro metabolismus rostlin a je rovněž součástí nukleových kyselin. V půdě je přítomný jak v anorganických minerálech, tak i v organických sloučeninách. Primárním zdrojem anorganického fosforu je minerál apatit (Procházka 1998). Jeho zvětráváním pak vzniká v závislosti na dalších podmínkách řada dalších sloučenin. Z hlediska využitelnosti pro rostliny je důležité, zda je fosfor přítomný ve formě rozpustných, či nerozpustných sloučenin. Fosfor rozpustný v půdním roztoku obvykle označujeme jako dostupný fosfor. V oblastech, kde je půdní reakce zásaditá a půda je bohatá na vápník je značná část fosforu přítomná ve formě hůře rozpustných fosforečnanů, které jsou pro rostliny využitelné obtížněji.

Organický fosfor představuje podstatnou část z celkového obsahu P v půdě. V jeho zastoupení jsou mezi různými půdami značné rozdíly (od 10 do 80%). Z organických fosfátů, které byly v půdě identifikovány, nacházíme nejčastěji fytin (m-inositol-hexafosfát), dále fosfolipidy, nukleinové kyseliny a nukleoproteidy, fosforylované pyrimidinové sloučeniny a

fosforylované cukry. Největší část organicky vázaného fosforu tvoří fytin a jeho soli fytáty, přičemž v kyselých půdách převládají fytáty železa a hliníku, v půdách zásaditých fytát vápníku. Fytin je chemicky velmi málo reaktivní a půdou téměř nemigruje. Je pokládán za potenciální zdroj využitelného P pro rostliny. V půdách s travním porostem organicky vázaný fosfor převládá a dosahuje někdy až 80% z veškeré zásoby P v půdě. (Richter et al. 1997)

pH

PH je jednou z nejdůležitějších vlastností půd. Obvykle se u půd stanovuje aktivní a výměnné pH. Aktivní pH je dáno okamžitě dostupnými kationty H^+ zatímco výměnné pH je dáno i kationty sorbovanými na půdní komplexy, které jsou schopny se za určitých podmínek (typicky vytěsněním jiným kationtem) aktivovat. Půdní reakce se zásadně projevuje na druhovém složení vegetace. Z hlediska adaptace na půdní reakci můžeme rostliny rozdělit na:

- **acidofyty** (acidofilní rostliny) vyžadují kyselé půdy s $pH < 6,7$, do této skupiny patří vřesovištní rostliny. Velmi silně acidofilní rostliny vyžadují $pH 3,5-4$ (*Festuca ovina*, *Vaccinium*), silně acidofilní rostliny $pH 4,1-4,5$ (*Erica*), acidofilní rostliny $pH 4,5-5,4$ (*Lupinus polyphyllus*) a slabě acidofilní rostliny $pH 5,5-6,4$ (*Solanum*)
- **neutrofyty** (neutrofilní rostliny) rostou na půdách s hodnotami $pH \pm 7$. Pro většinu rostlin je optimální $pH 6-7,5$.
- **bazifyty** (alkalofyty, alkalofilní, bazofilní rostliny) vyžadují zásadité půdy s $pH > 7,2$ (např. *Carex humilis*, *Dictamnus albus*, *Medicago sativa*).

PH půdy má zásadní vliv na chemické složení půdního roztoku. Do kyselého prostředí se mnohem ochotněji uvolňují látky, jinak vázané v nerozpustných sloučeninách. To vede k snadnější dostupnosti živin pro rostliny, na druhou stranu se ale společně s živinami do půdního roztoku dostávají i látky fytotoxické, například hliník a mangan. U acidofytů je tedy často vyvinuta nějaká forma obrany proti toxickým prvkům. Například vypouštění chelátů vypuzujících hliník, či zvyšování pH v rhizosféře (Marschner 1991). Bazifyty jsou naopak schopny okolí kořenů efektivně okyselovat a indukovat tak vyvázání živin z půdních komplexů.

1.6.2 Topografické faktory

Sklon má významný vliv dostupnost vody a slunečního záření. Na svazích voda rychleji odtéká a jsou tedy zpravidla sušší. Orientace svahu pak má významný vliv na množství dopadajícího záření- na jižně orientované svahy dopadá více slunečního záření. Půda na svazích bývá zpravidla mělká v důsledku zvýšené eroze.

2 Metodika

2.1 Sběr dat

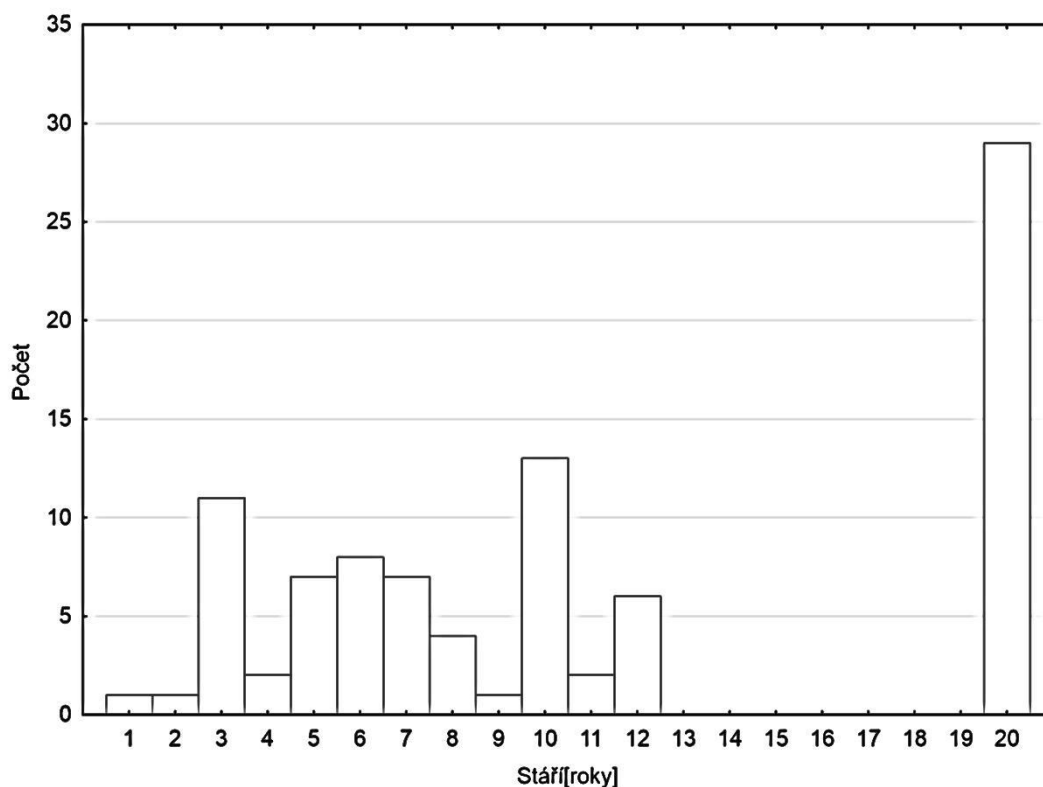
Data byla sbírána na přelomu května a června v letech 2012-2014 v okolí vesnice Svatá Helena (44° 40' s. š., 21° 43' v. d.). Jednotlivé úhory byly rozlišeny z ortofotomapy (viz Fig.3). Na 97 úhorech bylo poté uděláno po jednom fytoecnologickém snímku 5×5 m. Výběr místa pro fytoecnologický snímek byl náhodný, snímek byl však vzdálený minimálně 5 m od hranice úhory, aby se předešlo ekotonálnímu efektu (Begon et al. 1997). Čerstvě posekané úhory nebyly snímkovány. Ve fytoecnologickém snímku byly určeny všechny cévnaté rostliny. K vyhodnocení pokryvnosti druhů byla použita sedmičlenná Braun-Blanquetova stupnice pokryvnosti (Moravec 1994). Nomenklatura vychází z publikace Flora Romaniei Vol 1, 2 (Beldie et al., 1977).



Obr.2 Ortofotomapa nejbližšího okolí vesnice Svatá Helena v Rumunsku. Na mapě jsou patrné hranice mezi jednotlivými poli a úhory. ([http:// geoportal.ancpi.ro](http://geoportal.ancpi.ro))

Na každém úhoru bylo zjištěno jeho stáří (doba od poslední orby plochy), typ managementu a data o chemických vlastnostech půd (celkový dusík, uhlík, dostupný fosfor, C/N, pH). Data o stáří úhory a jeho managementu jsem získával s pomocí místních obyvatel (často majitelů

pozemků). Rozlišované typy managementu byly: seč, pastva, vypalování a ponechání ladem. Stáří úhoru je vyjádřeno v letech. Typ managementu byl vyjádřen pomocí matice obsahující hodnoty 0 nebo 1 (bylo možno přiřadit plochám více typu managementu). Věková struktura zkoumaných úhorů je patrná z Obr. 3, zobrazujícím rozložení četnosti zkoumaných ploch dle jejich stáří.



Obr.3 Věková struktura zkoumaných ploch. Histogram naznačuje, kdy docházelo k největším vlnám vystěhovalectví ze Svaté Heleny.

Kvůli zkoumání vlivu okolní vegetace na vegetaci úhorů jsem provedl floristický průzkum zdrojových území. Za zdrojová území jsem považoval lokality, které nebyly nikdy obhospodařovány. Jednalo se o lesy, skály a stěny krasových závrťů. V okolí 100 metrů od úhorů jsem prošel všechna tato území a sepsal všechny druhy, které se v daných lokalitách nacházely. Každému úhoru jsem pak přiřadil seznam druhů, které se nacházely ve zdrojových územích do 100 m vzdálenosti.

2.2 Půdní analýzy

V každém fytoocenologickém snímku jsem sbíral data o chemismu půd. Vzorky půdy byly odebrány z hloubky 5 cm pod povrchem. Odebraná půda byla homogenizována a následně byly provedeny chemické analýzy stanovující obsah dostupného fosforu, obsah celkového dusíku a celkového uhlíku a pH. Chemické analýzy, s výjimkou stanovení aktivního pH, byly

prováděny v Botanickém ústavu AVČR v Průhonicích (viz níže). PH jsem stanovil svépomocí v Geobotanické laboratoři PřFUK. (Klude et Page, 1985, Zbiral, 2003):

2.2.1 pH

5 ml jemnozemě I. se 30 minut extrahuje v rotační třepačce s pětinasobným množstvím vyluhovacího roztoku, tj. 25 ml (pro aktuální pH: převařená deionizovaná voda). Po ustálení po dobu 90 minut se pH suspenze měří při stálém míchání kombinovanou pH elektrodou s teplotní korekcí na přístroji WTW Multilab 540 s počítačovým výstupem naměřených dat.

2.2.2 Analýza C, N

Vzorek půdy, zhomogenizovaný a umletý na velikost částic $< 0,1\text{mm}$, se vysuší při 60°C a navažuje do cínových nádobek specializovaných pro použitý přístroj (navážka 10-30 mg, podle předpokládaných obsahů prvků) a automatickým dávkovačem se aplikuje do spalovací trubice analyzátoru Carlo Erba NC 2500. Zde se vzorek spálí v proudu čistého kyslíku při teplotě 1000°C , v přítomnosti oxidu chromitého jako katalyzátoru. Vzniklé oxidy uhlíku a dusíku po průchodu spalovací trubicí jsou vedeny redukční trubicí (800°C , náplň Cu) do separační kolony, kde se od sebe oddělí voda a oxid uhličitý. Jako nosný plyn je použito helium. Obsah separovaných oxidů je stanoven vodivostním detektorem, pro vyhodnocení signálu je použit software Clarity Lite fy DataApex.

2.2.3 Dostupný fosfor

Půdní vzorky (jemnozem 2 mm) jsou extrahovány roztokem Me III (v poměru 5 g půdy na 50 ml). Po filtraci se stanovení provádí fotometrickou metodou založenou na reakci fosforečnanů s molybdenanem amonným při použití reakční směsi s kyselinou sírovou, kyselinou askorbovou a vinanem antimonylo-draselným. Absorbance vzniklého modrého zabarvení je měřena UV-vis spektrometrem Unicam UV-400 při 750 nm.

2.3 Statistika

Fytocenologické snímky jsem převedl do elektronické podoby pomocí databázového programu Turboveg for Windows 2.0 (Hennekens & Schaminée 2001). Dále byly snímky editovány v programu JUICE 7.0. (Tichý 2002). Základní analýzy jsem prováděla v programech Microsoft Excel 2007 a Statistica. Mnohorozměrné analýzy jsem prováděl ve statistickém programu Canoco for Windows (verze 4.5) (ter Braak & Šmilauer 2002). Pro vymezení území v okolí úhorů jsem použil program ArcGIS.

2.3.1 Výpočet indexů

V práci jsem pracoval se třemi indexy. Používal jsem index vyrovnanosti druhového složení snímku, založený na Simpsonově indexu diverzity:

$$E = \frac{1}{\sum_{i=1}^S p_i^2} \times \frac{1}{S}$$

E	<i>druhová vyrovnanost (Eveness)</i>
S	<i>počet druhů ve snímku</i>
p	<i>relativní pokryvnost druhu i</i>

Další index vystihoval vzájemnou podobnost mezi dvěma množinami druhů. Tento index jsem používal výpočet podobnosti vegetace úhoru s okolní vegetací zdrojových území (speciespool):

$$P = 1 - \left(\frac{n_{(A-A \cap S)}}{n_A} \right)$$

P	<i>podobnost úhoru s přilehlým speciespoolem</i>
n	<i>počet druhů</i>
A	<i>množina druhů vyskytujících se na úhoru</i>
S	<i>množina druhů ve speciespoolu daného úhoru</i>

Problém indexu je v tom, že jeho hodnota je ovlivněna velikostí (resp. počtem druhů) ve speciespoolu. Proto jsem index pro každý úhor vypočítal vždy 50x, přičemž druhy na úhoru jsem porovnával s takovým počtem náhodně vybraných druhů ve speciespoolu, jaký byl přítomný na úhoru. Výsledná hodnota pak byla určena aritmetický průměrem těchto hodnot.

Ve výsledku potom výpočet indexu probíhal takto:

$$P = \frac{1}{50} \sum_{i=1}^{50} 1 - \left(\frac{n_{(A-A \cap S_{ran})}}{n_A} \right)$$

Výpočet Heat Load Indexu, tedy indexu, který vyjadřuje množství slunečního záření dopadajícího na svah byl vypočítán dle metodiky v McCune et Lendon (2002)

$$HLI = \frac{1 - \cos(\alpha - 45)}{2}$$

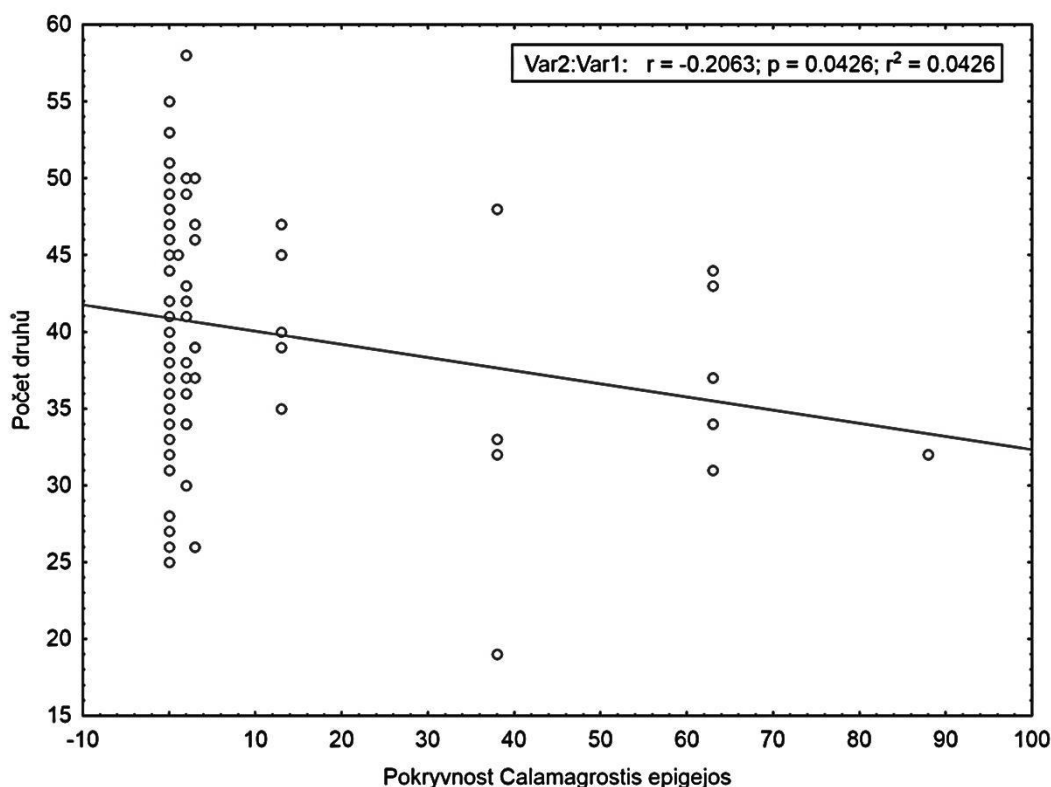
α	<i>orientace svahu ve stupních</i>
----------	------------------------------------

3 Výsledky

3.1 Aktuální vegetace úhorů

Celkem bylo na 97 úhorech v Českém Banátu zaznamenáno 291 druhů vyšších rostlin. Kompletní seznam nalezených druhů je v přílohách. V rámci floristického průzkumu zdrojových území (species pool) bylo identifikováno celkem 436 druhů vyšších rostlin. Vegetace úhorů má značně mozaikovitý charakter a na první pohled jsou patrné hranice mezi úhory. Různá společenstva jsou často od sebe oddělena jasně zřetelnou hranicí a k nahrazení rostlinného společenstva v prostoru jiným dochází relativně náhle. Na úhorech jsem zaznamenal řadu druhů zajímavých z ochrannářského hlediska. Na úhorech rostla řada orchidejí, nejpočetněji zastoupeny byly duhy *Gymnadenia conopsea* a *Gymnadenia densiflora*. Dále se na úhorech vyskytovaly vstavače *Orchis morio* a *Orchis coriophora*. Zajímavou skupinou rostlin, široce rozšířenou na úhorech Českého Banátu jsou polní plevely. Celkem na úhorech rostou desítky druhů polních plevelů. Běžně se zde vyskytují například druhy *Agrostemma githago*, *Ranunculus arvensis*, *Vulpia myuros*, *Bifora radians*, tedy druhy, které v české krajině vidáme již spíše ojediněle. Vysokou diverzitu plevelů má na svědomí zejména nízká míra používání pesticidů a tradiční způsob setí (Maděra, 2014).

Na úhorech byly zaznamenány i invazní druhy. Nejrozšířenější jsou druhy *Erigeron annuus* a *Erigeron annuus subsp. strigosus*. Na úhorech se běžně vyskytují i další běžné neofyty *Cirsium arvense* (Pyšek et al., 2012). Obecně jsou ale na úhorech druhově chudá společenstva s výraznou dominancí jednoho druhu spíše výjimkou. Na úhorech se vyskytují i expanzivní traviny. *Calamagrostis epigejos* patří mezi dominanty, které jsou schopny snížit biodiverzitu a platí tomu tak i na úhorech v Banátu (Obr. 4). Zajímavostí nicméně je, že se na úhorech s dominancí *Calamagrostis epigejos* občas vyskytují i orchideje *Gymnadenia conopsea*, což je poměrně výjimečné.



Obr. 4 Závislost počtu druhů na úhoru na pokryvnosti *Calamagrostis epigejos*

3.1.1 Klasifikace úhorových společenstev

Za pomoci metody Modified Twinspan clasification (Roleček et al. 2009) jsem stanovil na úhorech celkem pět typů společenstev, diagnostické druhy byly identifikovány pomocí koeficientu fidelity (ϕ). Odlišnost jednotlivých vegetačních typů byla počítána na základě Sorensenova indexu. Minimální rozdílnost typů je 0,6. Fotografie úhorů daných vegetačních typů je v příloze (Obr. 32-36).

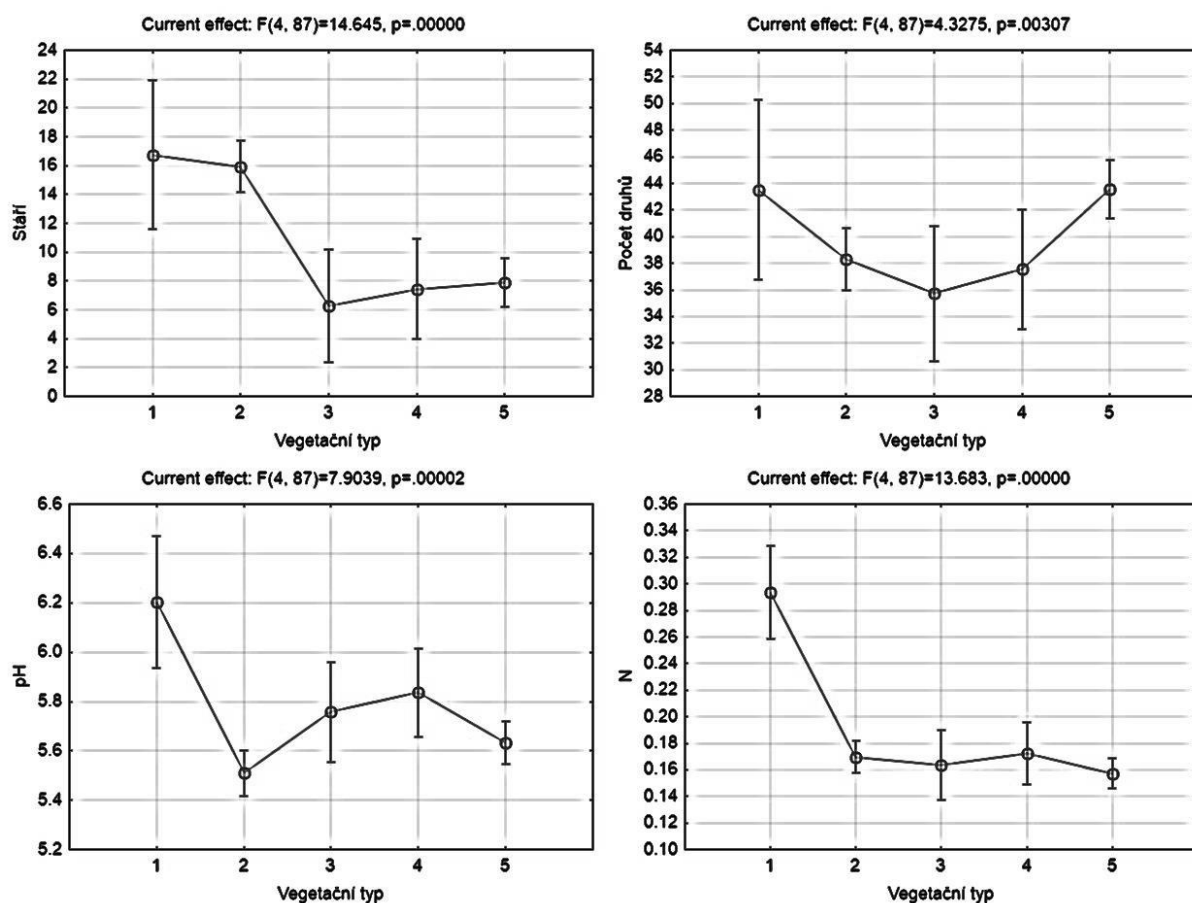
Vytvořil jsem synoptickou tabulku s kompletním seznamem diagnostických druhů a jejich frekvenční zastoupením a ϕ koeficientem v jednotlivých vegetačních typech. Za diagnostické druhy jsou uvažovány ty, co mají $\phi < 20$ (světle zelené), za vysoce diagnostické druhy jsou považovány ty s $\phi < 50$ (tmavě zelené). K otestování průkaznosti diagnostických druhů byl použit Fisherův exaktní test ($p=0,001$).

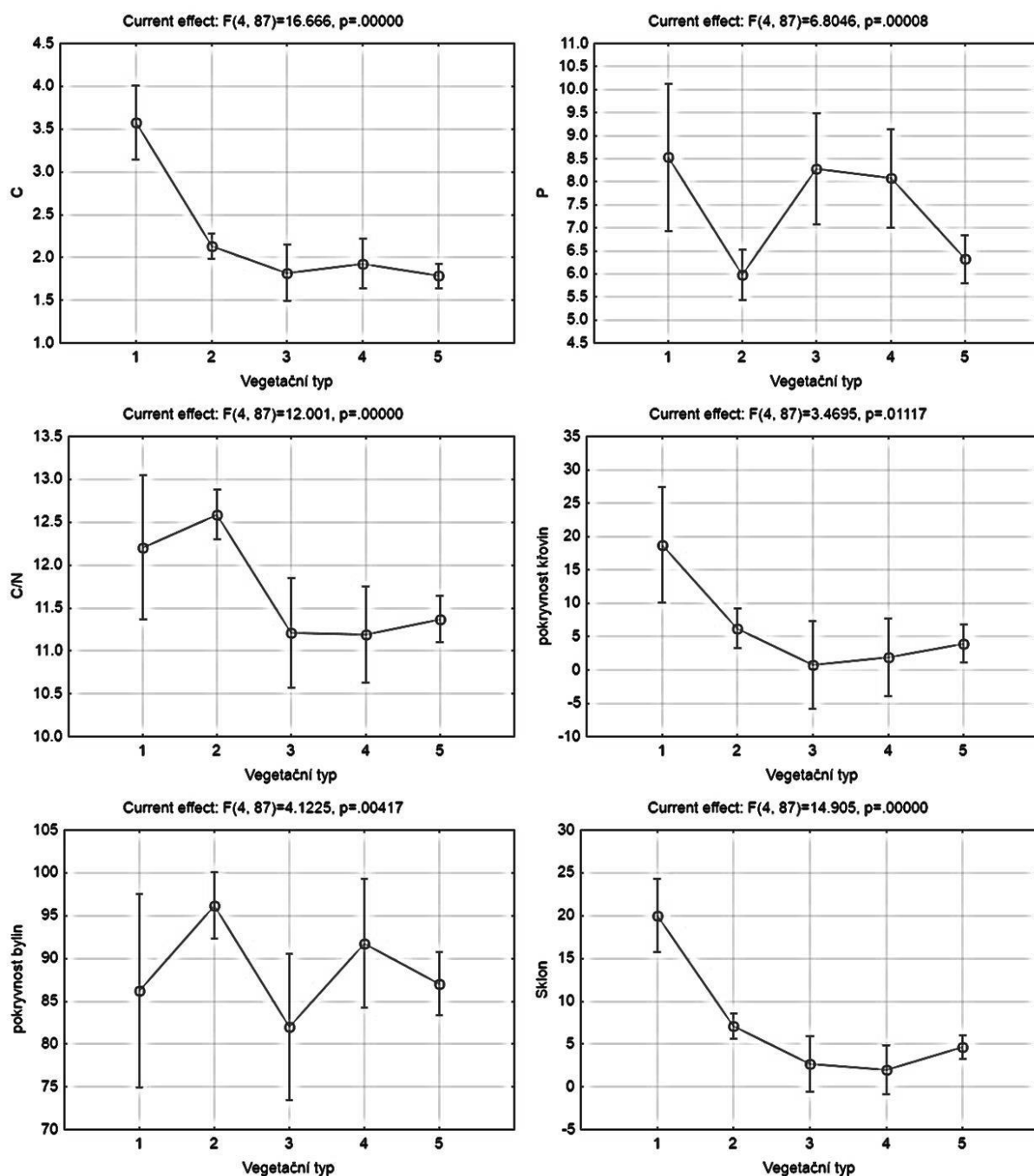
Vegetační typ	1	2	3	4	5
Počet snímků daného typu	4	35	8	10	40
Poa angustifolia	96.6	---	---	---	---
Rubus sp.	85	---	---	---	---
Achillea pannonica	84	---	---	---	---
Orlaya grandiflora	84	---	---	---	---
Silene alba	84	---	---	---	---
Koeleria pyramidata	78.6	---	---	---	---
Verbascum lychnitis	75.7	---	---	---	---
Chondrilla juncea	75.7	---	---	---	---
Lepidium campestre	70	---	---	---	---
Arenaria serpyllifolia	70	---	---	---	---
Luzula campestris	---	52.2	---	---	---
Helianthemum nummularium	---	51.8	---	---	---
Viola canina	---	51.6	---	---	---
Trifolium montanum	---	49	---	---	---
Chamaecytisus glaber	---	48.9	---	---	---
Veronica jacquinii	---	46.6	---	---	---
Brachypodium pinnatum	---	45.3	---	---	---
Filipendula vulgaris	---	44.8	---	---	---
Polygala comosa	---	44.7	---	---	---
Genista ovata	---	43.9	---	---	---
Anthoxanthum odoratum	---	41.8	---	---	---
Ferulago sylvatica	---	40.8	---	---	---
Betonica officinalis	---	40.8	---	---	---
Knautia arvensis	---	39.8	---	---	---
Trifolium alpestre	---	28.9	---	---	---
Carex caryophylla	---	28.4	---	---	---
Dianthus carthusianorum	---	25.7	---	---	---
Salvia pratensis	---	24.7	---	---	---
Teucrium chamaedrys	---	22.1	---	---	---
Thymus pannonicus	---	20.4	---	---	---
Sherardia arvensis	---	---	56.9	---	---
Reseda lutea	---	---	56.9	---	---
Convolvulus arvensis	---	---	50.2	40.2	---
Salvia nemorosa	---	---	---	59.8	---
Capsella bursa-pastoris	---	---	---	59	---
Rumex crispus	---	---	---	57.9	---
Taraxacum officinale	---	---	---	57.7	---
Festuca rubra	---	---	---	57.5	---
Poa trivialis	---	---	---	40.6	---
Viola arvensis	---	---	---	25.5	---
Leucanthemum vulgare	---	---	---	---	48.3
Carlina vulgaris	---	---	---	---	46.6
Rubus caesius	---	---	---	---	36.2
Trisetum flavescens	---	---	---	---	34.3
Agrimonia eupatoria	---	---	---	---	33.8
Hieracium sp.	---	---	---	---	31.9
Dactylis glomerata	---	---	---	---	30.6
Hypochoeris radicata	---	---	---	---	29.7
Erigeron annuus	---	---	---	---	29
Daucus carota	---	---	---	---	21.7
Festuca valesiaca	---	---	---	---	18

Důležitou otázkou je, nakolik se v rámci vymezených vegetačních typů liší abiotické podmínky. ANOVA prokázala, že mezi jednotlivými vegetačními typy průkazně ($p < 0,05$) liší tyto proměnné prostředí: stáří úhoru, sklon úhoru, heat load index, pH půdy, celkový obsah uhlíku a dusíku v půdě, jejich poměr (C/N ratio), obsah dostupného fosforu.

Jednotlivé vegetační typy se liší i svými biologickými charakteristikami: počtem druhů, a pokryvností křovin i bylin.

Z dat vyplývá, že od zbytku se nejvíce odlišuje svými charakteristikami vegetační typ 1, který se vyskytuje na půdách s vyšším obsahem organické hmoty a vyšším pH. Vyskytuje se na nejvíce exponovaných, svahových úhorech vysokého stáří.

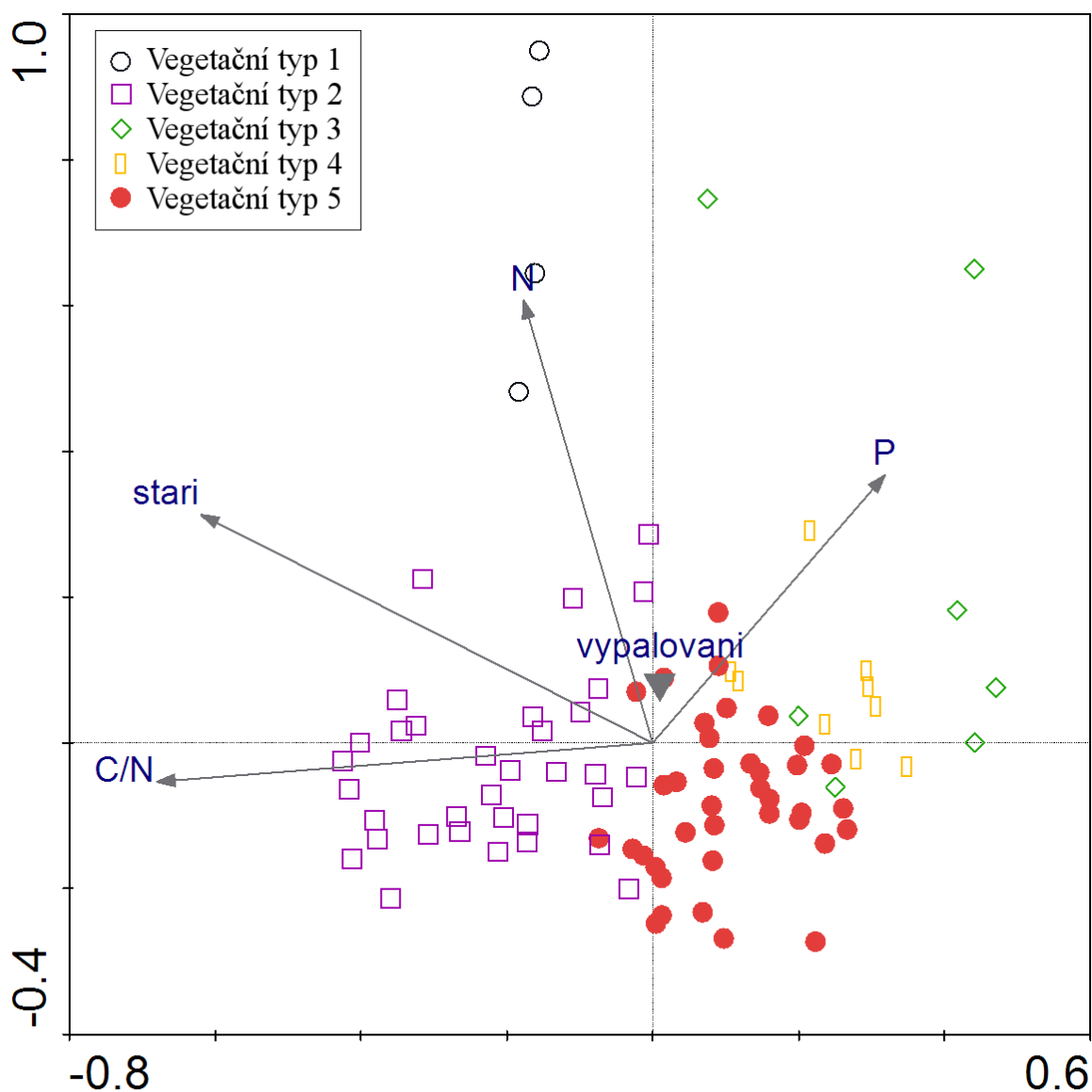




Obr.5 Hodnoty proměnných prostředí v závislosti na vegetačním typu. (Graf ukazuje průměrnou hodnotu a směrodatnou odchylku proměnných v rámci vegetačních typů)

Přehlednou vizualizaci toho, jaké faktory jsou důležité pro utváření jednotlivých typů společenstev, poskytuje nepřímá mnohorozměrná CA analýza (Obr. 6). V grafu jsou zobrazeny jednotlivé snímky s úhory rozdělenými dle vegetačních typů, společně s pasivně zobrazenými proměnnými prostředí. Vybrané proměnné prostředí jsou ty, které v přímé mnohorozměrné analýze vykazovaly průkazný vliv na druhové složení úhorů. Je vidět, že Vegetační typ 1 je výrazně odlišný i co se týče druhového složení. V ordinačním prostoru

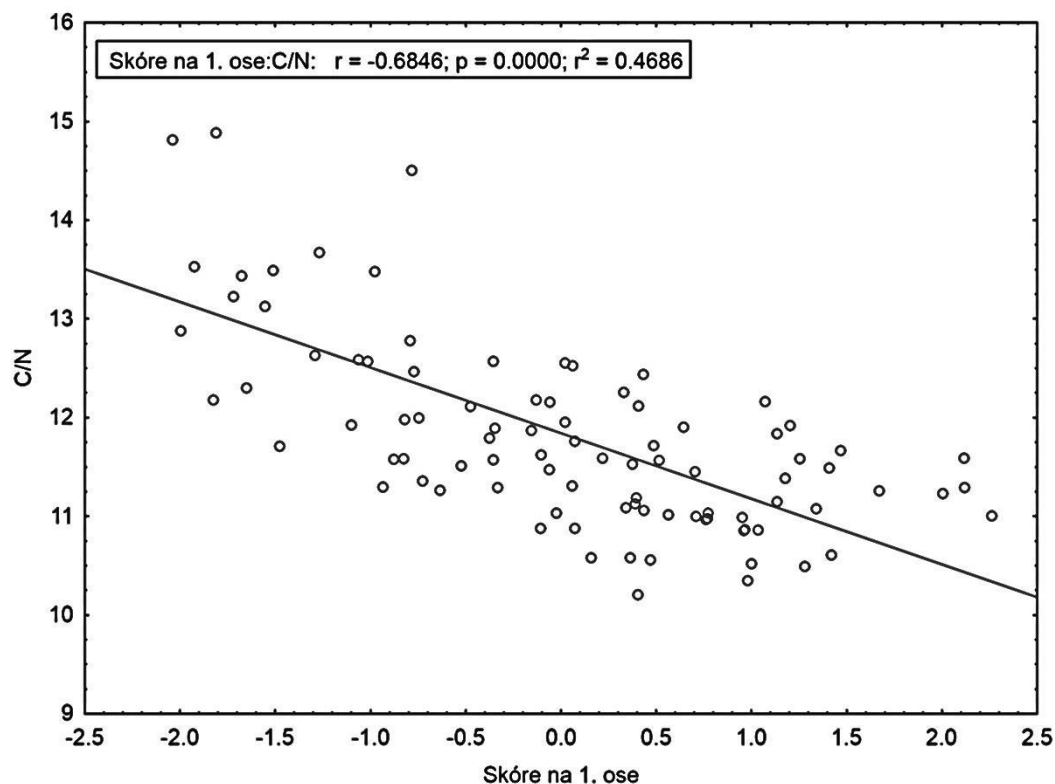
stojí toto společenstvo výrazně jinde než ostatní vegetační typy. Vegetační typy 2-4 jsou víceméně spojitě seřazeny podél první ordinační osy, reprezentující nejdůležitější gradient prostředí. Přejít mezi Vegetačními typy 2-4 je kontinuální, v případě vegetačního typu 5 však jde o graduální změnu druhového složení.



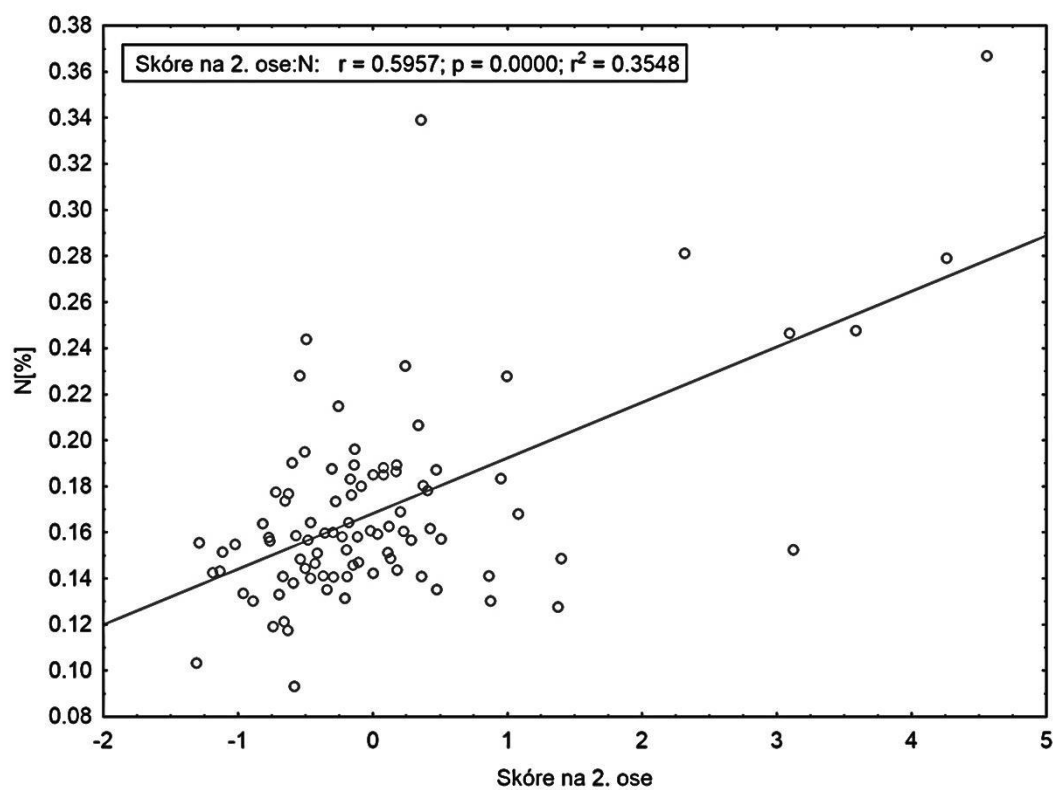
Obr.6 CA analýza snímků. Jednotlivé vegetační typy jsou rozlišeny barevně. Rovněž jsou zde pasivně zobrazeny vysvětlující proměnné, jež mají průkazný vliv na druhové složení..

Poměr obsahu uhlíku a dusíku průkazně koreluje s pozicí snímku na první ordinační ose (Obr. 7), celkový dusík pak průkazně koreluje s pozicí snímku na druhé ordinační ose (Obr. 8). Tyto poměrně těsné korelace naznačují, že poměr C/N a obsah celkového N patří, mezi

nejdůležitější gradienty prostředí, jejichž variabilita se nejvíce podepisuje na druhovém složení zkoumaných úhorů.

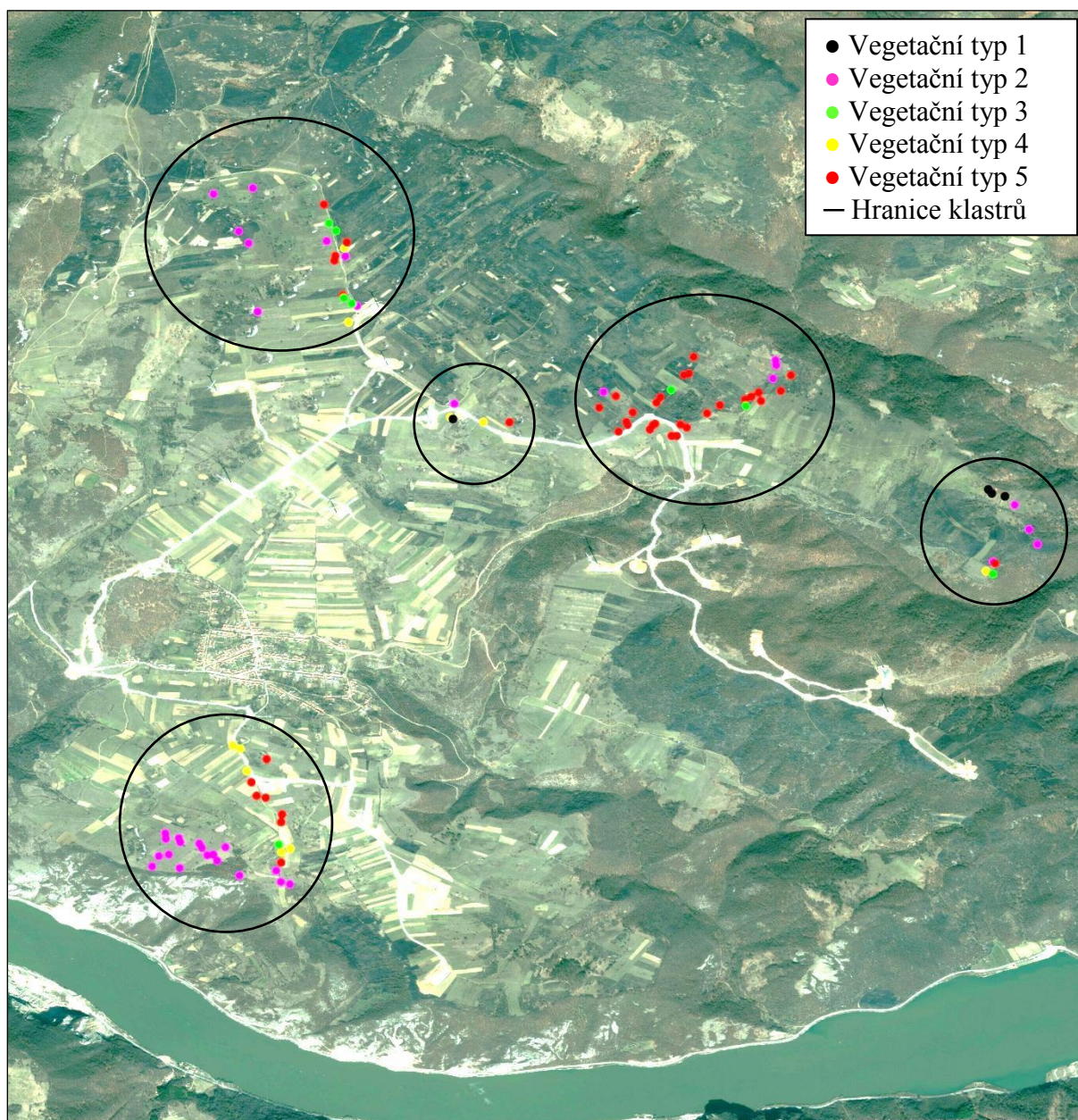


Obr.7 Korelace C/N se skórem na 1. Ordinační ose CA analýzy.



Obr.8 Korelace celkového N se skórem na druhé ose

Promítnutí vegetačních typů do ortofotomapy Svaté Heleny a jejího okolí ukazuje jejich prostorovou distribuci (Obr. 9). Mapa naznačuje, že diferenciace úhorů není dána pouze výše zmíněnými abiotickými podmínkami prostředí. Druhové složení úhorů může být ovlivněno i geografickým rozmístěním úhorů. Vzhledem k tomu, že efekt geografické lokace je v této práci při vysvětlování variability nežádoucí, byla označení jednotlivých klastrů úhorů v mnohorozměrných analýzách použita jako kovariáty.



Obr.9 Mapa okolí Svaté Heleny s vyznačenými jednotlivými úhory. Barevně jsou rozlišeny jednotlivé vegetační typy. Skupiny klastrů, jejichž označení bylo použito v přímé mnohorozměrné analýze jako kovariáty, jsou na mapě zakroužkovány.

Na základě fytoocenologických dat a půdních analýz a dalších zkoumaných proměnných prostředí jsem provedl charakteristiku jednotlivých vegetačních typů.

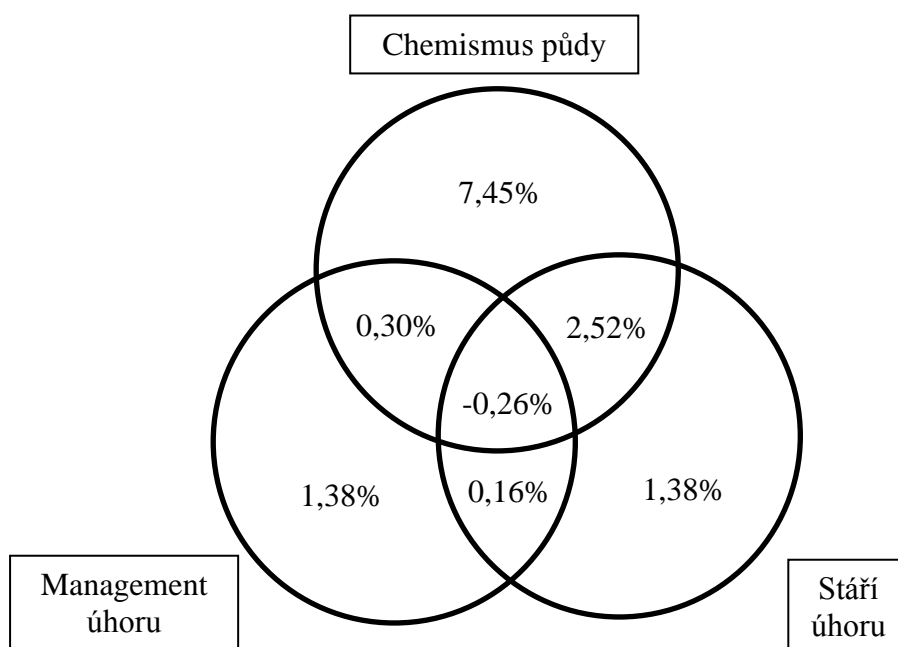
- **Vegetační typ 1** Polootevřené staré porosty v mozaice lesa a pastvin, zpravidla na svazích v okolí bývalých salaší, patrně častěji vypalované. Vyskytuje se mělkých půdách s vyšším obsahem organické hmoty. Blízké svazům *Onopordion acanthii*, případně *Dauco-Melilotion*
- **Vegetační typ 2** Jak téměř uzavřené, tak rozvolněné porosty na mělkých půdách pod vlivem mírné disturbance, nejstarší úhory. Vnitřně podle všeho značně heterogenní klastř porostů zahrnující v sukcesně nejvyzrálejších křídle „luční“ porosty zahrnované Řepkou (2013) do jednotek as. *Scabioso ochroleucae-Brachypodietum pinnati*, sv. *Cirsio-Brachypodion pinnati*). U materiálu lze shledat floristickou blízkost k svazu *Chrysopogono-Danthonion*.
- **Vegetační typ 3** Mladší úhory na substrátech na živiny chudších, s proporcí písčité frakce nebo skeletu. Zpravidla po obilninách, blízké svazu *Sherardion*
- **Vegetační typ 4** Mladší, máloleté úhory bohaté živinami. Blízko svazu *Convolvulo-Agropyrion repentis*.
- **Vegetační typ 5** Několikaleté, periodicky znovuobhospodařované úhory s převažujícími mezofilními druhy včetně keřů adaptovaných na disturbanci (*Rubus caesius*). Na půdách středně úživných s podílem písčité frakce nebo skeletu.

3.1.2 Vliv proměnných prostředí na druhové složení společenstev

K identifikaci proměnných prostředí, majících průkazný vliv na druhové složení vegetace na úhorech jsem použil přímou mnohorozměrnou analýzu CCA (Obr. 11). Nejvíce variability druhového složení vysvětloval poměr celkového uhlíku a dusíku v půdě, poté množství dostupného fosforu v půdě, celkový obsah dusíku v půdě, to zda byl úhor vypalován, či ne a nakonec celkové stáří úhoru. Jako kovariáty bylo použito označení klastřů úhorů (Obr. 9). Celkem těchto pět proměnných vysvětluje **12,9% variability druhových dat**. Efekt jednotlivých proměnných, očištěný od nejednoznačně přiřazené vysvětlené variability byl spočítán specificky pro každou proměnnou. V této kalkulaci byly jako kovariáty použity ostatní proměnné. Tímto způsobem jsem spočítal čistý vliv jednotlivých proměnných na

vegetaci (v tabulce zvýrazněn tučně). Podrobnější výsledky rozkladu variability jsou zobrazeny v následující tabulce a vennově diagramu (Obr. 10).

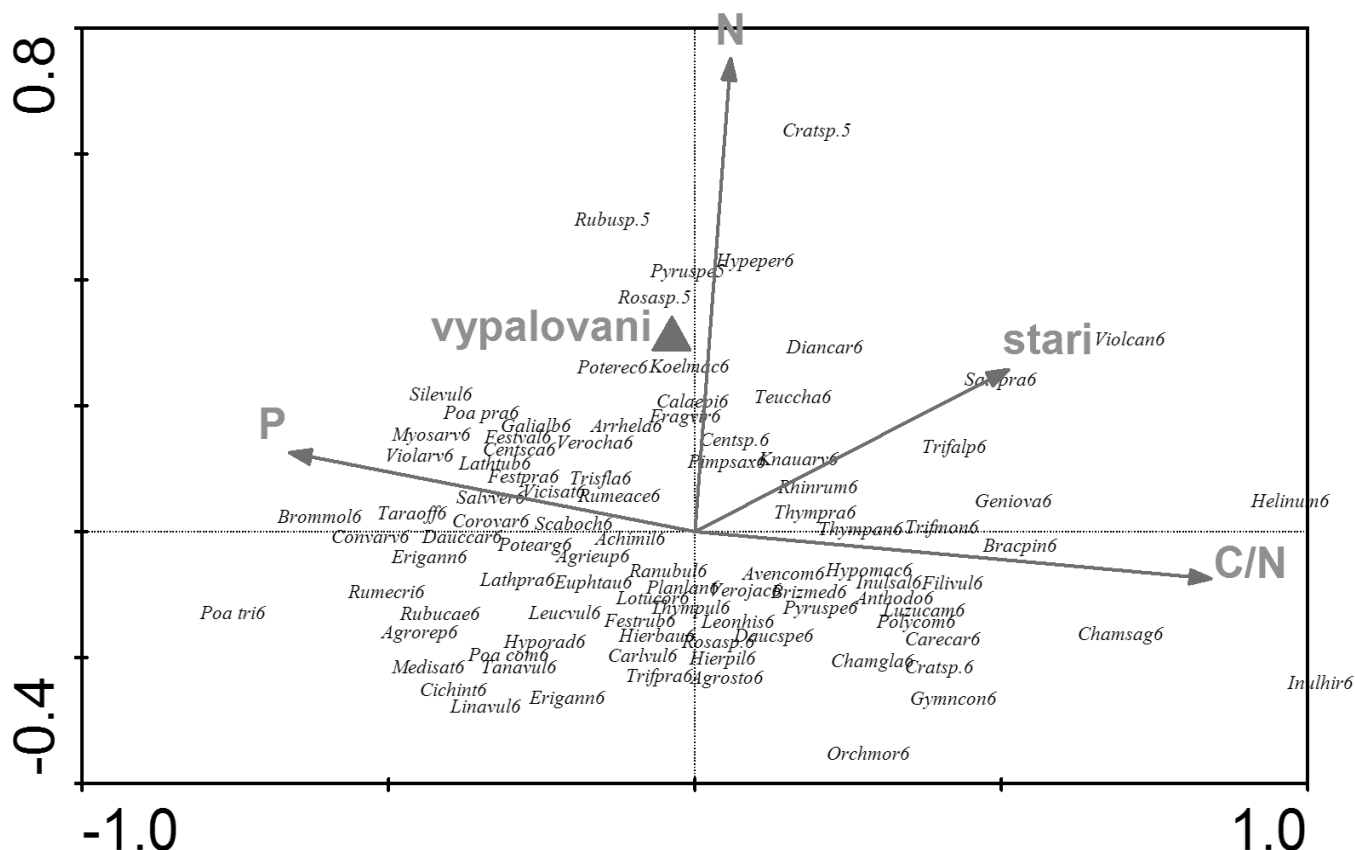
	Vysvětlená variabilita [%]
C/N	2,8
P	2,2
N	1,9
Vypalování	1,4
Stáří	1,4
<hr/>	
Celková variabilita vysvětlená modelem	12,9
Variabilita vysvětlená konkrétními proměnnými	9,7
Vysvětlená Variabilita nepřirazená konkrétním proměnným	3,3



Obr.10 Rozklad variability vysvětlujících proměnných, jimž v CCA analýze vyšel průkazný vliv na druhové složení úhorů

To, jakým způsobem ovlivňují proměnné konkrétní druhy, poznáme z grafického výstupu mnohorozměrné analýzy (CCA) (Obr. 11).

Největší signifikantní vliv na vegetaci má chemismus půdy. Je nutno podotknout, že poměr C/N je slabě korelován se stářím úhoru, ovšem efekt C/N je zhruba 2x silnější. Rovněž celkové množství dusíku a fosforu mělo signifikantní vliv na vegetaci. Analýza prokázala vliv vypalování na vegetaci. Ostatní sledované typy managementu neměly průkazný vliv a vegetaci.



Obr.11 CCA analýza ukazující vliv vysvětlujících proměnných na druhové složení.

3.1.3 Species pool

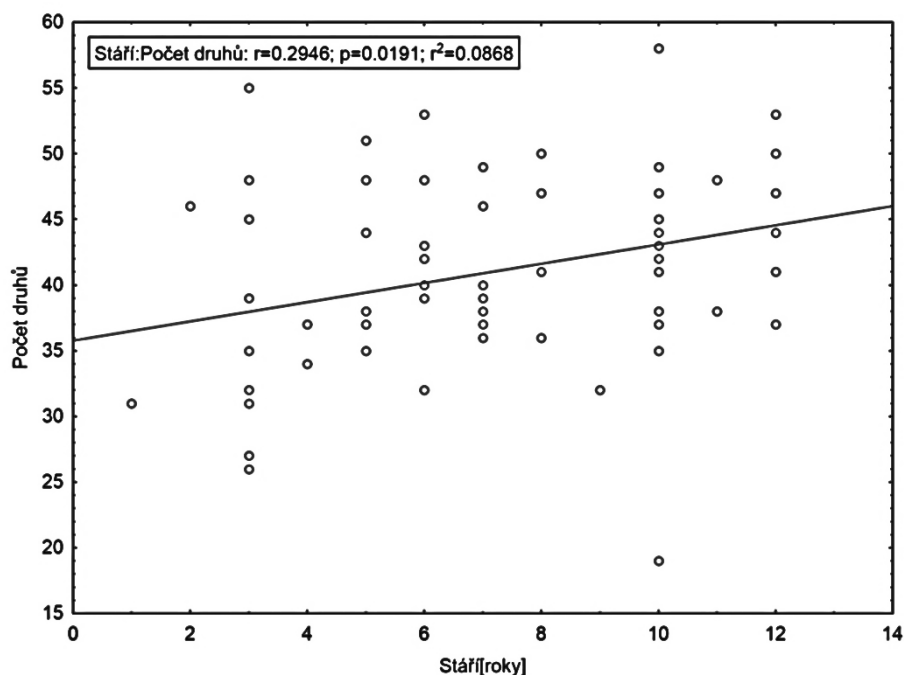
Rovněž jsem zkoumal, zda ovlivňuje vegetaci lokální species pool a rozmanitost land use v okolí úhoru. Analýzy neprokázaly, že by se vliv species poolu na námi zkoumané škále projevoval na vegetaci úhorů. Index podobnosti úhoru s lokálním species poolem nebyl korelovaný s žádnou s dalších zkoumaných veličin. Index podobnosti úhoru s lokálním species poolem (tedy podobnost s vegetací zdrojových území do 100m vzdálenosti) se průkazně nelišil ani od indexu podobnosti vypočítaným z celkového species poolu (tedy z množiny všech druhů vyskytujících se na zdrojových územích). Z toho jsem usoudil, že druhy na úhorech jsou schopny se šířit na delší vzdálenost, než na námi zkoumaných 100m, a tak se vliv nejbližší vegetace na vegetaci úhorů neprojeví.

3.2 Diverzita úhorů

Jednou ze základních otázek je, jakým způsobem námi zkoumané proměnné prostředí ovlivňují celkovou diverzitu vegetace na úhorech. Zkoumané proměnné byly:

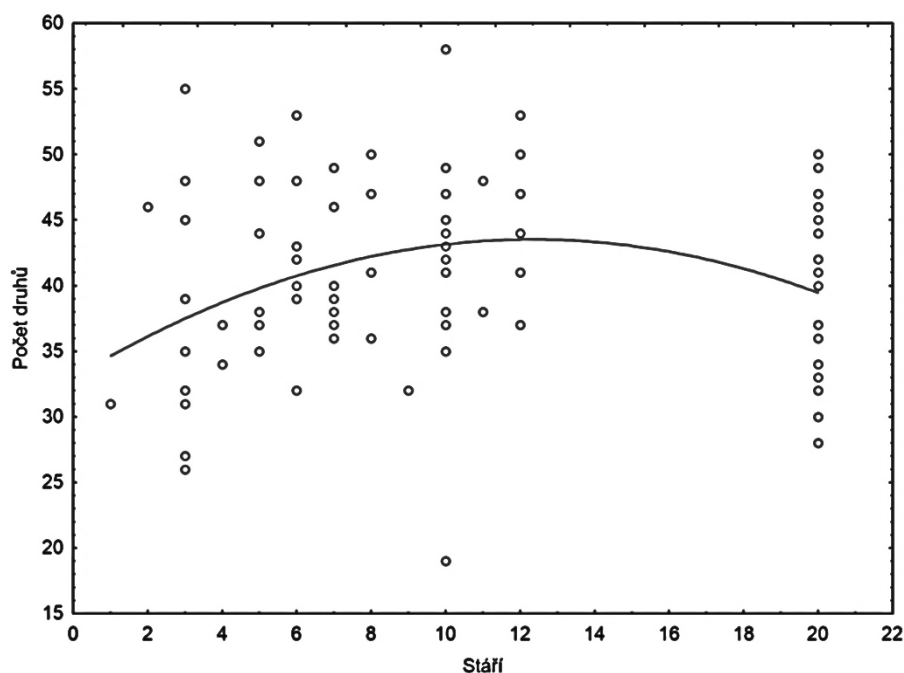
- stáří úhoru
- chemické vlastnosti půdy (obsah celkového uhlíku a dusíku, poměr uhlíku a dusíku, obsah dostupného fosforu, pH)
- topografické faktory (sklon terénu, Heat Load Index)
- podobnost vegetace úhoru s vegetací zdrojového území
- typ managementu na úhoru (seč, pastva, vypalování a ponechání ladem)

Data ukazují, že počet druhů na úhorech se v prvních letech sekundární sukcese zvyšuje. Z průměrných 35 druhů na nejmladších úhorech na 45 druhů na úhorech dvanáctiletých. Což je nárůst o zhruba 22%. Lineární regresní model vysvětluje necelých 9 % variability počtu druhů. To není příliš, není to však překvapivé vzhledem k tomu, že data byla sbírána na poměrně rozsáhlém území na značně rozmanitých lokalitách. Data nepocházejí z kontinuálního pozorování stálých ploch, nýbrž jsou získána metodou „*space for time*“. Tedy metodou, kdy je dlouhodobé pozorování stejných lokalit nahrazeno pozorováním různých lokalit známého stáří v jednom okamžiku (resp. sezoně). To se do jisté míry také projevuje nezanedbatelnou dávkou zkreslení.



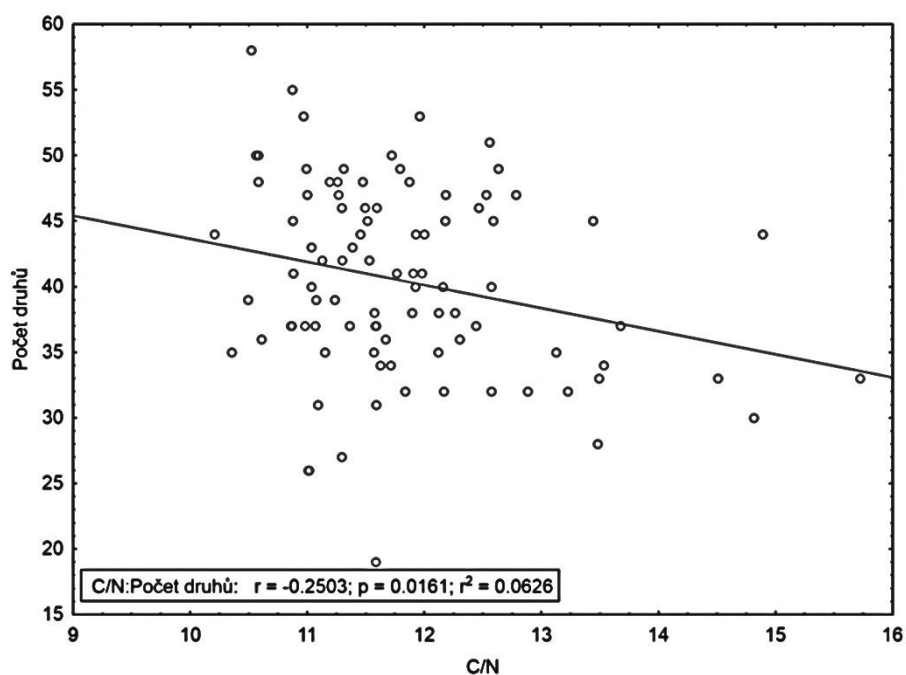
Obr.12 Závislost diverzity rostlin na stáří úhoru. Z této analýzy byly vyřazeny nejstarší úhory.

Pokud do analýzy zahrneme nejstarší úhory staré okolo 20 let, zjistíme, že na nich biodiverzita poklesla na průměrných cca 40 druhů. Polynomiální regresní model závislosti počtu druhů na stáří úhoru vysvětluje 9,2 % variability dat.



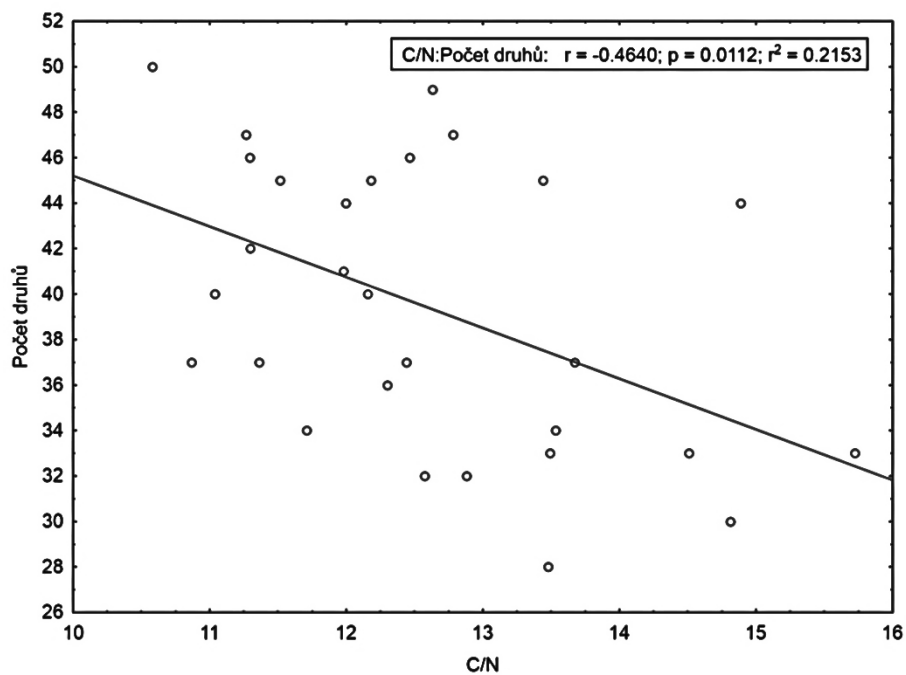
Obr.13 Vztah diverzity ke stáří úhoru

Kromě stáří úhoru se na celkovém počtu druhů podílí i jiné zkoumané faktory. Z dat vyplývá, že důležitý vliv má na celkový počet druhů kvalita organické hmoty, v našich datech vyjádřená poměrem uhlíku a dusíku. Čím obsahuje organická hmota víc uhlíku v poměru k dusíku (C/N poměr je tedy vyšší), tím je organická hmota obtížněji zpracovatelná pro další organismy. Vyšší poměr C/N poukazuje na vysoký obsah celulózy a ligninu v organické hmotě, tedy látek, jež půdní organismy rozkládají pomalu a jejichž mineralizace tedy probíhá pomalu. Vzhledem k tomu, že obecně jsou půdy v Českém Banátu živinami velmi chudé, není překvapivé, že je řada druhů limitována kvalitou půdní organické hmoty.



Obr. 14 Závislost diverzity na poměru C/N v půdě

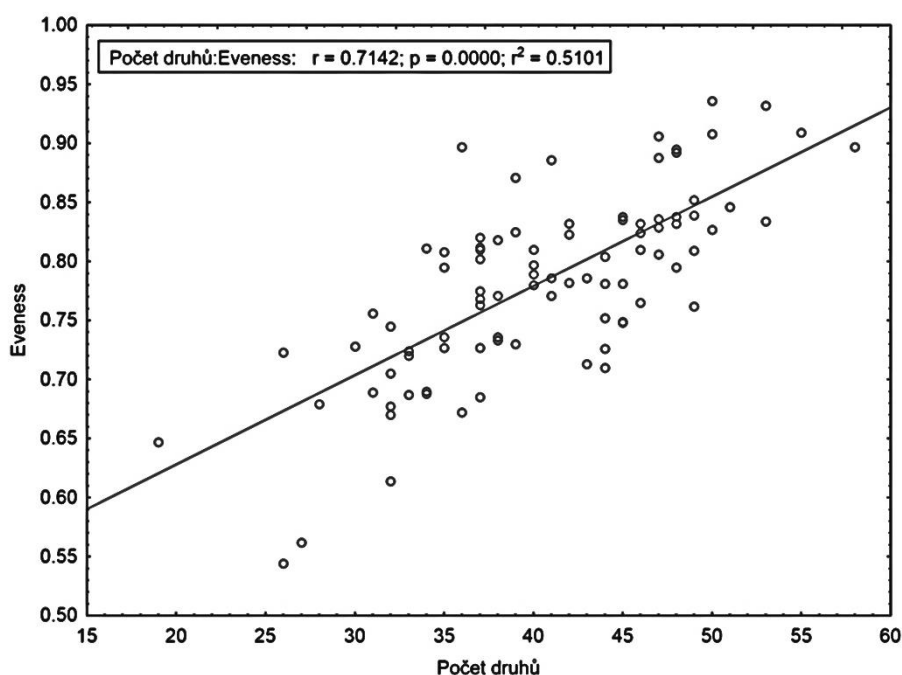
Tato regrese je do jisté míry zkreslená tím, že poměr C/N je korelovaný se stářím úhoru. Zajímalo mě proto, zda se efekt projeví i ve skupině stejně starých, dvacetiletých úhorů. I tato analýza vyšla průkazněji a závislost je těsnější, zdá se tedy, že na starých úhorech je vliv C/N na diverzitu rostlin větší.



Obr. 15 Závislost diverzity na poměru C/N v půdě ve skupině nejstarších úhorů

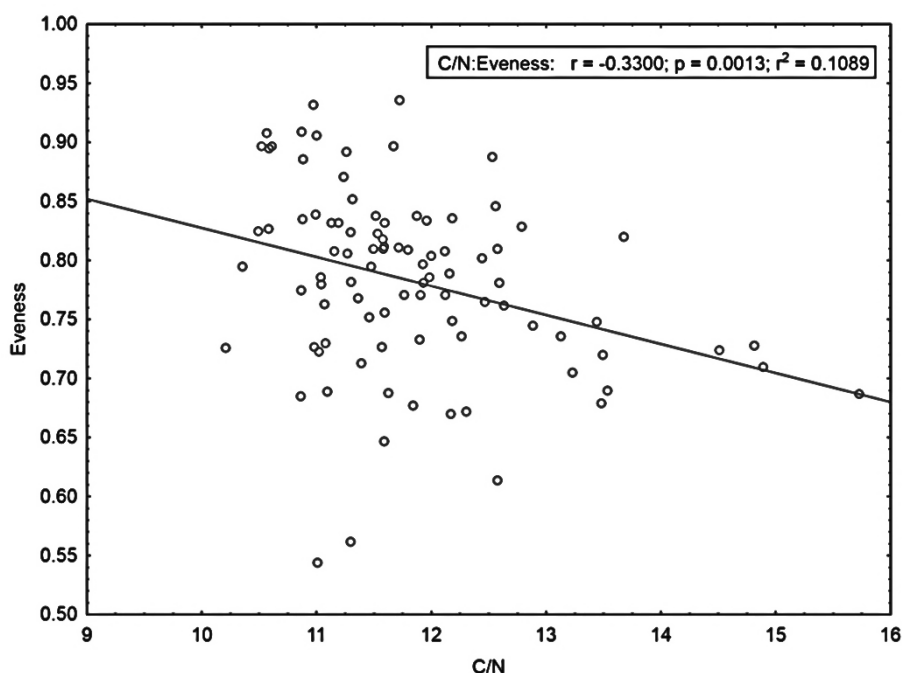
Pomocí regresního modelu jsem objevil, že na celkovém počtu druhů se podílí **stáří úhoru jako polynom druhého stupně** a **poměr C/N**. Mnohonásobný regresní model zahrnující lineární závislost počtu druhů na poměru C/N a unimodální závislost počtu druhů na stáří úhoru vysvětluje celkem **13,4% variability dat**.

Dalším aspektem diverzity je vyrovnanost druhového složení. Tento index se nazývá **Eveness**. Jde o ukazatel, který zobrazuje, jak jsou druhy zastoupeny ve snímku rovnoměrně. Do výpočtu tohoto indexu tedy zasahují i pokryvnosti jednotlivých druhů. Lze předpokládat, že úhory s výraznými dominantami budou druhově chudší, než úhory bez dominant (Osbornová et. al, 1990). Tomuto očekávání odpovídají i naše data. Mezi nejčastější dominanty na našich úhorech patří druhy *Brachypodium pinnatum*, *Vicia tenuifolia* a *Calamagrostis epigejos*, na mladších úhorech pak často dominuje *Agropyron repens*.



Obr. 16 Vztah diverzity rostlin k celkové vyrovnanosti druhového složení (eveness)

Zajímavé je, že na našich úhorech vyrovnanost druhového složení nesouvisí se stářím úhoru, tedy že na nejstarších úhorech se neprosazují dominanty více, než na mladších. Vyrovnanost je závislá dál pouze na poměru C/N v půdě



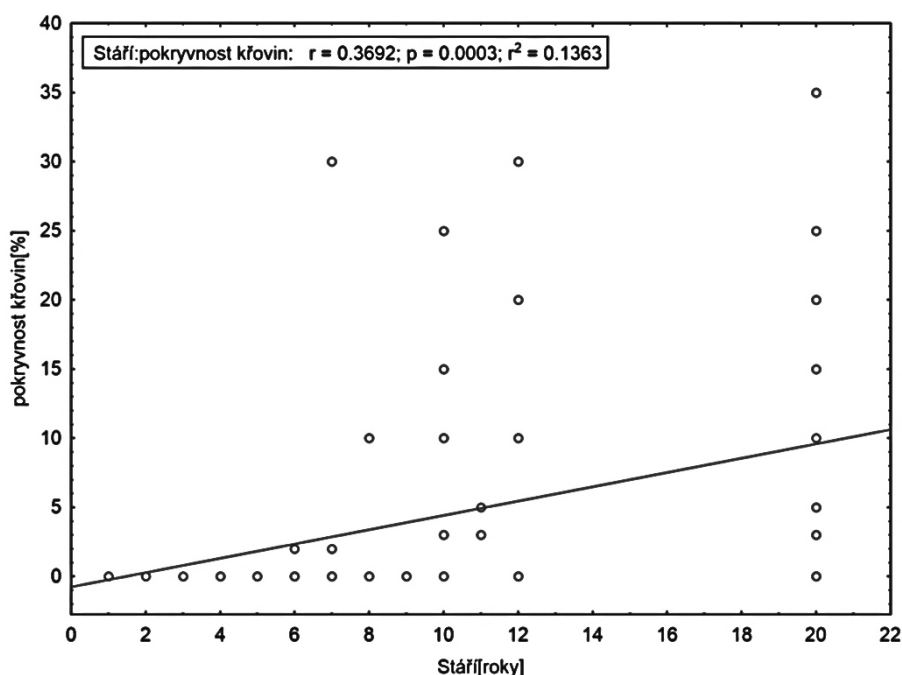
Obr. 17 Vztah druhové vyrovnanosti k poměru půdního C a N

Rovněž jsem zkoumal, zda je diverzita úhorů ovlivněna rozmanitostí využití krajiny v jejich okolí. Z mapy land use jsem spočítal, kolik různých typů využití krajiny se nachází v různých vzdálenostech od úhoru (50m, 100m, 200m, 300m). Celkem bylo na mapě využití krajiny vymezeno 6 kategorií land use- les, pole, louka, křovisko, skála a vodní plocha. Analýza neprokázala, že by na jakékoliv zkoumané škále měla rozmanitost využití krajiny v okolí úhoru vliv na jeho biodiverzitu.

3.3 Struktura vegetace úhorů

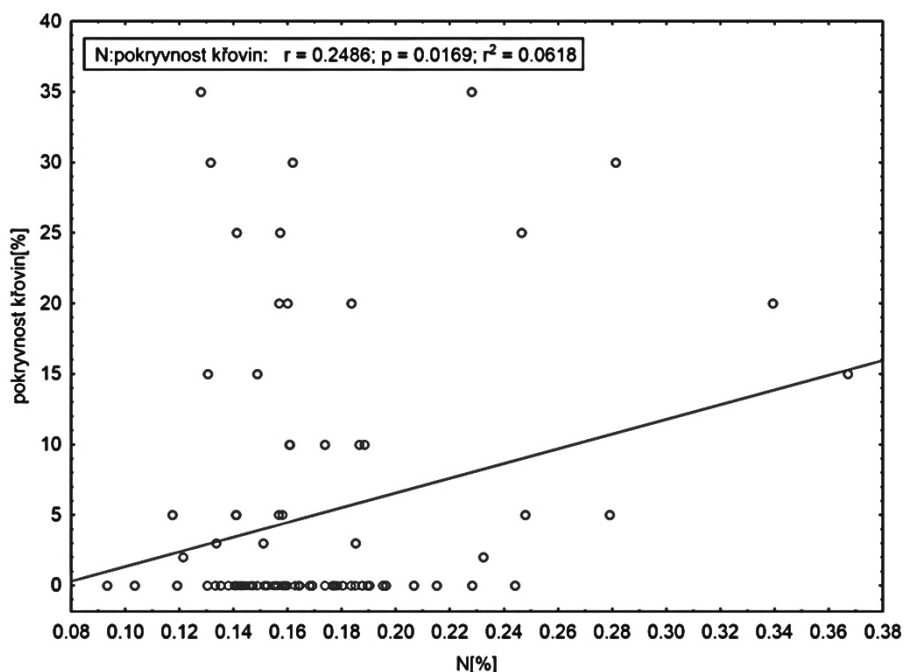
Obecně se předpokládá, že úbytek biodiverzity v průběhu sukcese souvisí s nástupem konkurenčně silných druhů- dominant a jejich tlaku, způsobeném zejména kompeticí o světlo. Typicky se jedná o křoviny, či konkurenčně silné vysokostébelné traviny produkující velké množství biomasy. Na námi zkoumaných úhorech křoviny nikdy nedosáhly dominance a jejich pokryvnost nikdy nepřesahovala 35%. V kontextu celého snímku se tedy úbytek druhů nemusí projevit, neboť na něm zbývá stále minimálně 65% křovinami nezastíněné plochy. Celkový úbytek biodiverzity bylinného patra však nemusí být podmíněn pouze zvýšenou kompeticí o světlo. Druhy nesoutěží pouze o světlo, ale i o jiné zdroje. Naše data ukazují, že celková biodiverzita není negativně ovlivněna přítomností křovin. Naopak se dá pozorovat jistý (neprůkazný) nárůst biodiverzity na křovinatých úhorech (daný pravděpodobně právě přítomností několika druhů křovin navíc. Nicméně faktem zůstává, že v průběhu sukcese

dochází k nárůstu pokryvnosti křovin. Lineární regresní model závislosti pokryvnosti křovin na stáří úhoru průkazně vysvětluje 7% variability dat ($p=0,015$).



Obr. 18 Závislost pokryvnosti křovin na stáří úhoru

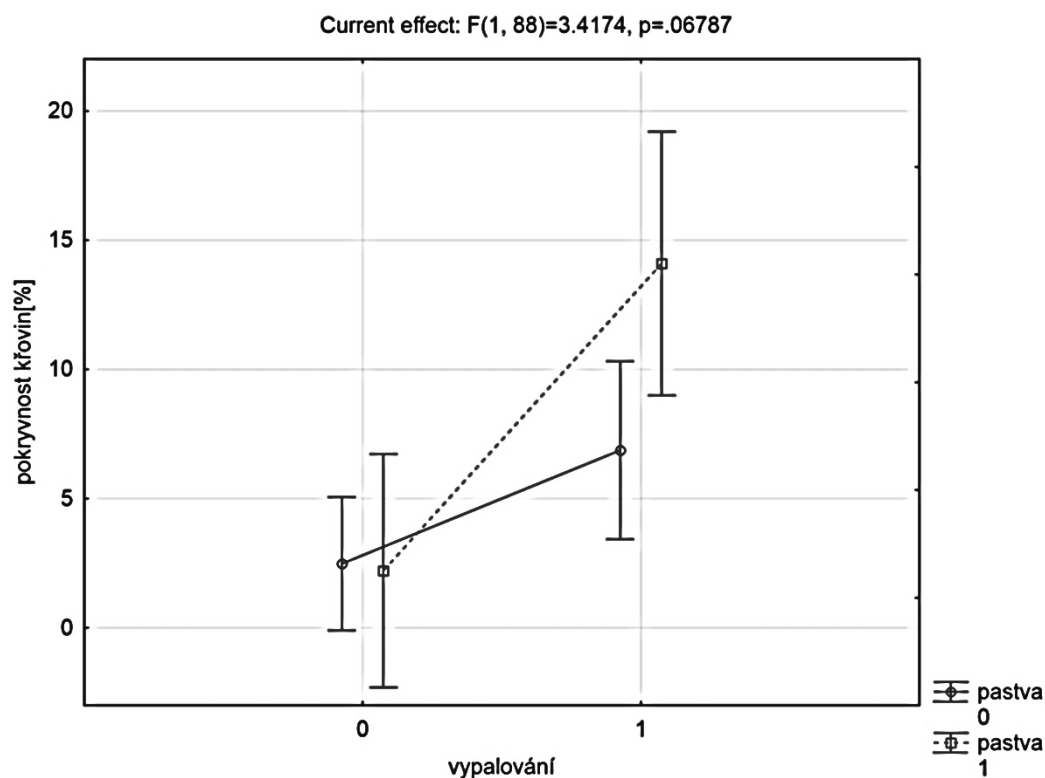
Pokryvnost křovin rovněž koreluje s množstvím organické hmoty v půdě. Množství dusíku v půdě vysvětluje 9,6% variability pokryvnosti křovin. Z mnohorozměrných analýz vyplývá, že křoviny jsou limitovány především množstvím dusíku v půdě. Prosazují se tam, kde je absolutní množství půdního dusíku vyšší. Část tohoto efektu může být podmíněna tím, že množství dusíku se v půdě po opuštění pole zvyšuje, a tak jsou tyto vysvětlující proměnné provázány. Mnohorozměrné analýzy však nasvědčují, že hlavní vliv na podporu vzrůstu křovin má právě dusík. Tyto data lze pochopit tak, že křoviny dokáží kompetičně porazit traviny pouze na lokalitách s dostatkem dusíku. Na živinově chudších lokalitách je poráží traviny a dochází tam k jistému zpomalení sukcese.



Obr. 19 Závislost pokryvnosti křovin na celkovém množství dusíku v půdě

Vzhledem k tomu, že celkové množství křovin se dá pokládat za zajímavý ukazatel stupně sukcese, resp. pokročilosti úhoru v návratu úhoru do klimaxového stadia, má smysl sledovat, jaké faktory se na přechodu bylinných společenstev do křovinných podílejí. (v rámci Českého Banátu jsou klimaxovým společenstvem teplomilné doubravy s *Carpinus betulus*, *Carpinus orientalis*, *Quercus cerris* a *Fraxinus ornus*, ve vyšších polohách přecházející do bučin s *Fagus sylvatica* a *Fagus moesiaca*)

Data ukazují, že na pokryvnost křovin má vliv i management úhoru, konkrétně se křoviny významněji vyskytují na vypalovaných a přepásaných úhorech, nejvíce jsou podpořeny na lokalitách s kombinací obou typů managementu (ANOVA, $p=0,019$). Je však otázka zda management ovlivňuje vegetaci, či naopak vegetace ovlivňuje zvolený typ managementu. Dá se předpokládat, že místní obyvatelé vypalují zejména křovinaté úhory, které chtějí následně využívat pro pastvu. Na druhou stranu disturbance můžou skutečně v jistých ohledech křoviny podpořit. Například tím požár nízké intenzity odstraní konkurenci ze strany bylin a zvýší obsah živin a organické hmoty v půdě. Zároveň pasoucí se dobytek konzumuje pouze byliny a trnité křoviny, jako je hloh a trnka nechává nepovšimnuty. Interpretovat tyto výsledky tak že disturbance podporují růst křovin je proto značně problematické. Z tohoto důvodu jsem do regresní analýzy vliv managementu nezařadil.



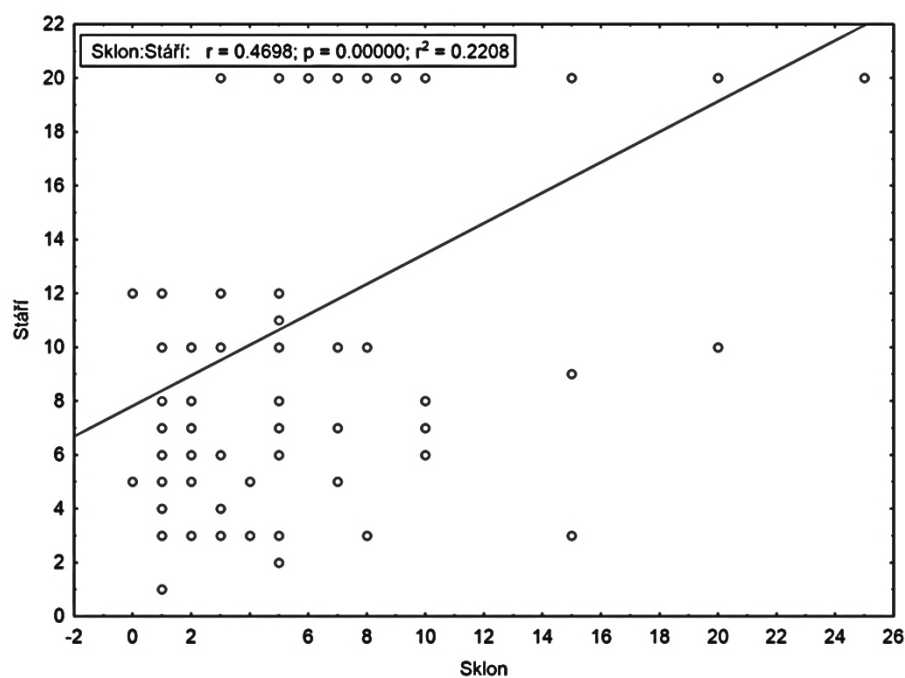
Obr. 20 Graf ukazující vztah pokryvnosti křovin k vypalování a pastvě a jejich kombinaci. Graf zobrazuje průměrnou hodnotu a směrodatnou odchylku.

Lineární regresní model zahrnující **množství dusíku v půdě** a **stáří úhoru** jako kontinuální proměnnou pak průkazně ($p=0,001$) vysvětluje **14,3% variability pokryvnosti křovin**.

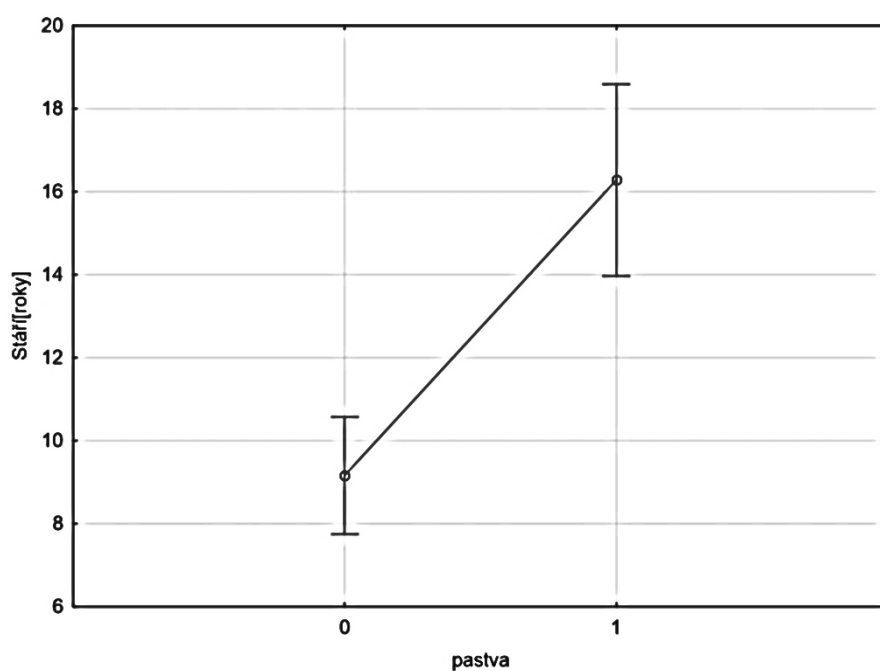
Rovněž si můžeme položit otázku, zda v našich datech lze identifikovat proměnné, které by ovlivňovaly, ať už pozitivně, či negativně, pokryvnost bylin. Proměnné, mající průkazný vliv na pokryvnost bylin by se rovněž daly interpretovat jako faktory, mající vliv, na „urychlení“ či naopak „potlačení“ sukcese. Z dat však nevyplývá, že by na pokryvnost bylin mělo vliv cokoliv jiného, než stáří úhoru.

3.4 Chemismus půdy

Pro správné pochopení a interpretaci výsledků vlivu zkoumaných proměnných na vegetaci je žádoucí pozorovat, jak jsou proměnné navzájem ovlivněny. Opouštění zemědělské půdy není náhodné. Místní obyvatelé nejdříve opouštěli strmé, obtížně obdělávatelné úhory, (Obr. 21). Provázanost sklonu a stáří úhorů je důležitým faktem pro interpretaci výsledků. Rovněž pastva byla soustředěna na nejstarší úhory (Obr. 22).



Obr. 21 Závislost stáří úhoru (tedy doby opuštění pole) na sklonu terénu



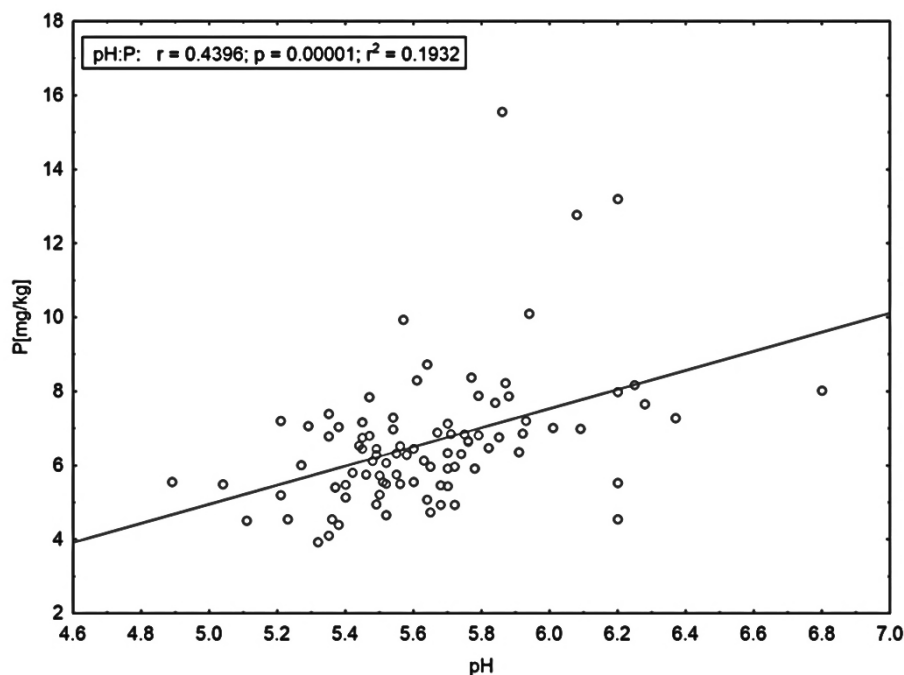
Obr. 22 Srovnání stáří pasených a nepasených úhorů. Graf zobrazuje průměrnou hodnotu a směrodatnou odchylku.

3.4.1 Fosfor, aktivní pH

Byť se jedná o půdy na vápencích, pH banátských půd je mírně kyselé. Pohybuje se v rozmezí 5-6,8 s mediánem 5,6. Rovněž obsah vápníku je nízký, pod 0,1%. Tento zdánlivý paradox je dán mikrobiálním dýcháním a dýcháním kořenů. Biologickou aktivitou aerobních organismů

vzniká oxid uhličitý, který v přítomnosti vody tvoří kyselinu uhličitou. Tímto mechanismem vzniká kyselý půdní roztok, schopný rozpouštět karbonáty a mobilizovat vápník a jiné živiny.

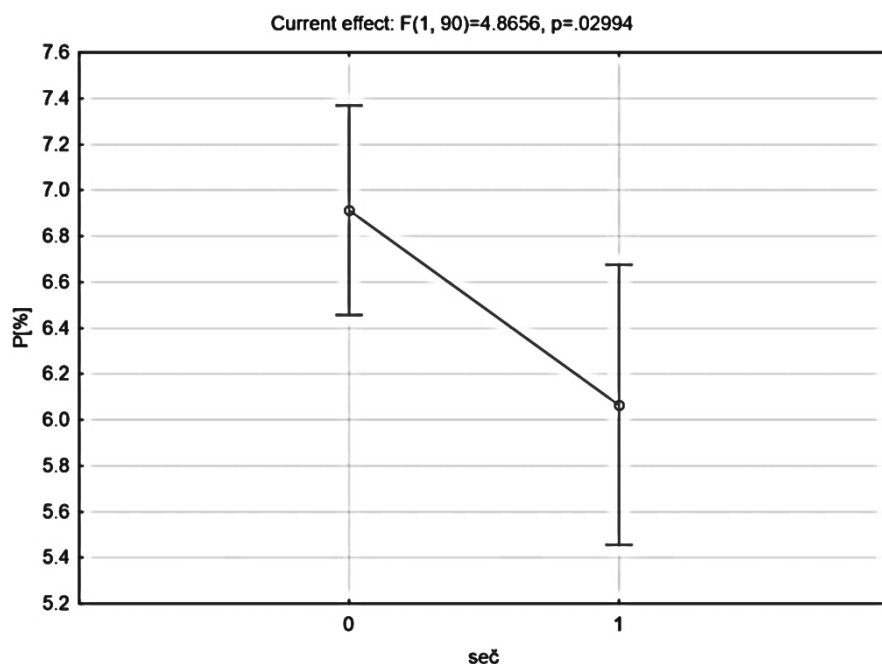
Ze závislosti obsahu dostupného fosforu na pH se dá usuzovat, že dostupný fosfor je vázán zejména na fosforečnany vápníku, protože na vápencových podkladech je vápník dominantní bazický prvek, další zásadotvorné prvky, jako je Na, K a Mg přispívají k celkovému pH v menší míře. (Richter 1997).



Obr. 23 Závislost koncentrace dostupného fosforu v půdě na aktivním pH

Množství dostupného fosforu není pozitivně korelované s obsahem dusíku, nebo uhlíku, jež jsou v půdě striktně vázány na organickou hmotu (viz dále). Dostupný fosfor je dokonce mírně negativně korelován s celkovým uhlíkem (avšak neprůkazně). Všechny tyto skutečnosti naznačují, že fosfor v půdě je přítomný téměř výhradně ve formě anorganických sloučenin s bazickými ionty, zejména pravděpodobně ve formě fosforečnanů vápníku.

Rovněž by nás mohlo zajímat, zda je přítomnost fosforu v půdě nějak ovlivněna probíhajícím managementem na úhru. Data naznačují průkaznou souvislost mezi typem managementu a množstvím dostupného fosforu v půdě. ANOVA ukazuje možný mírný úbytek dostupného fosforu na sekaných úhorech ($p=0,029$). Mohlo by se jednat o odnos organického fosforu spojený s odnosem materiálu po pokosení úhru.

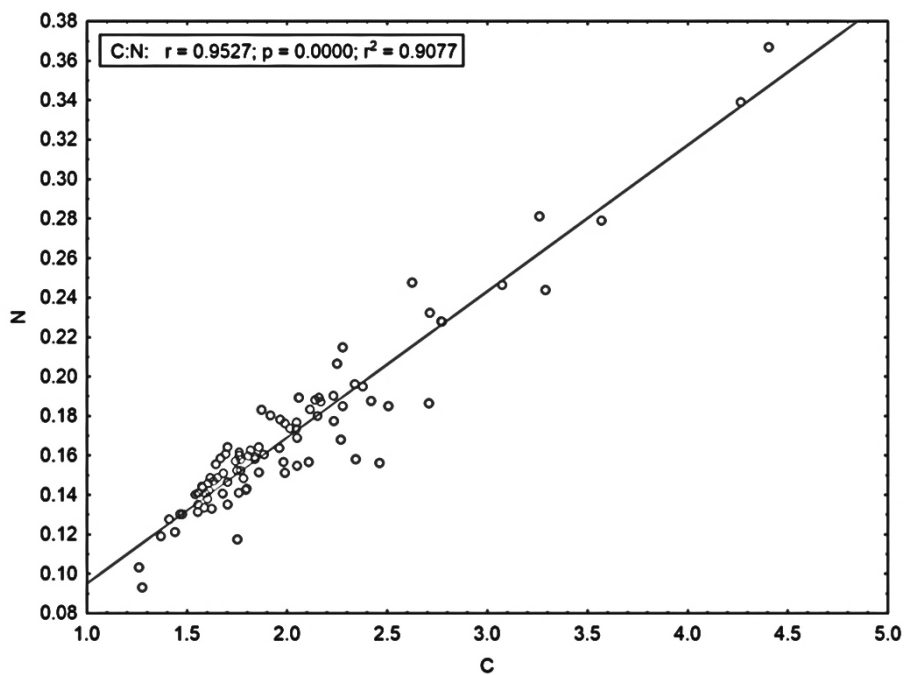


Obr. 24 Množství dostupného fosforu (Mehlich III) na sečených a nesečených úhorech. Graf zobrazuje průměrnou hodnotu a směrodatnou odchylku.

3.4.2 Uhlík, Dusík

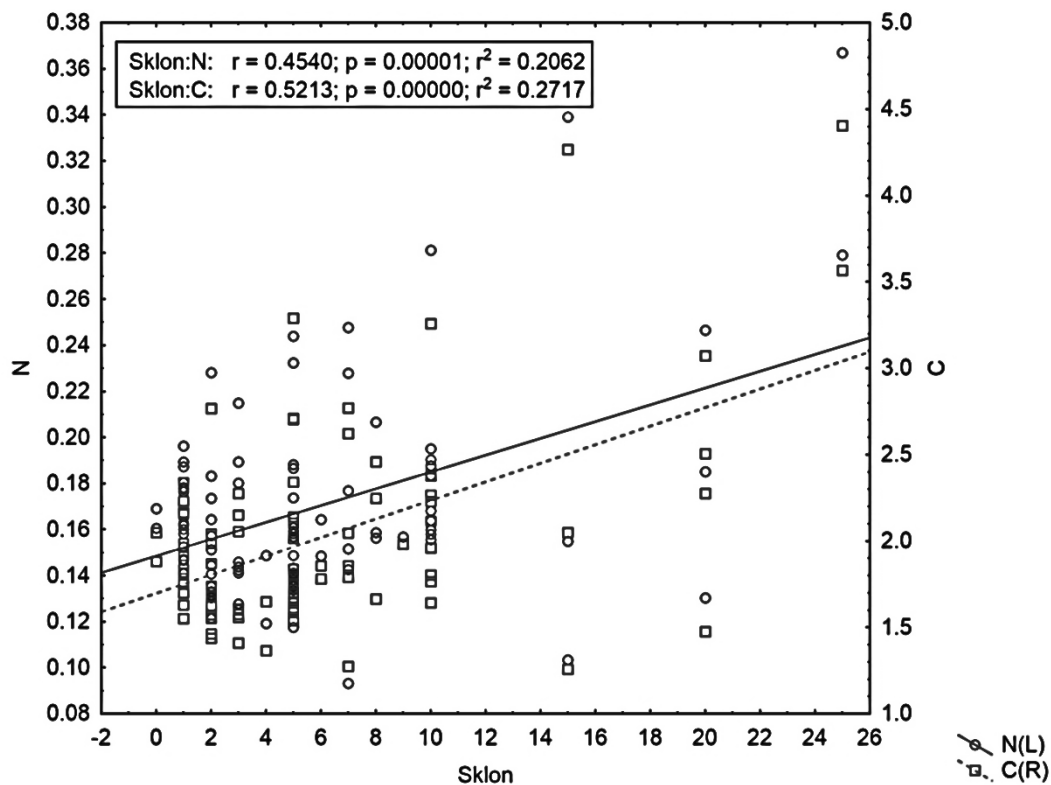
V půdě na úhorech jsem stanovil celkový obsah uhlíku a dusíku. Množství uhlíku se pohybuje od 1,25% do 4,27% s mediánem 1,80%, množství dusíku se pak pohybuje od 0,09% do 0,34% s mediánem 0,16%.

Vzhledem k tomu že okolo 98% dusíku v půdě je navázáno na organickou hmotu (Richter, 1997), lze předpokládat, že velmi těsná závislost množství celkového uhlíku na množství celkového dusíku naznačuje (Obr. 25), že rovněž uhlík je přítomný téměř výhradně ve formě organické hmoty, nikoliv ve formě karbonátů. Tato skutečnost není v krasových oblastech neobvyklá, obdobná situace byla popsána i na úhorové studii z Českého krasu (Osbornová 1990).



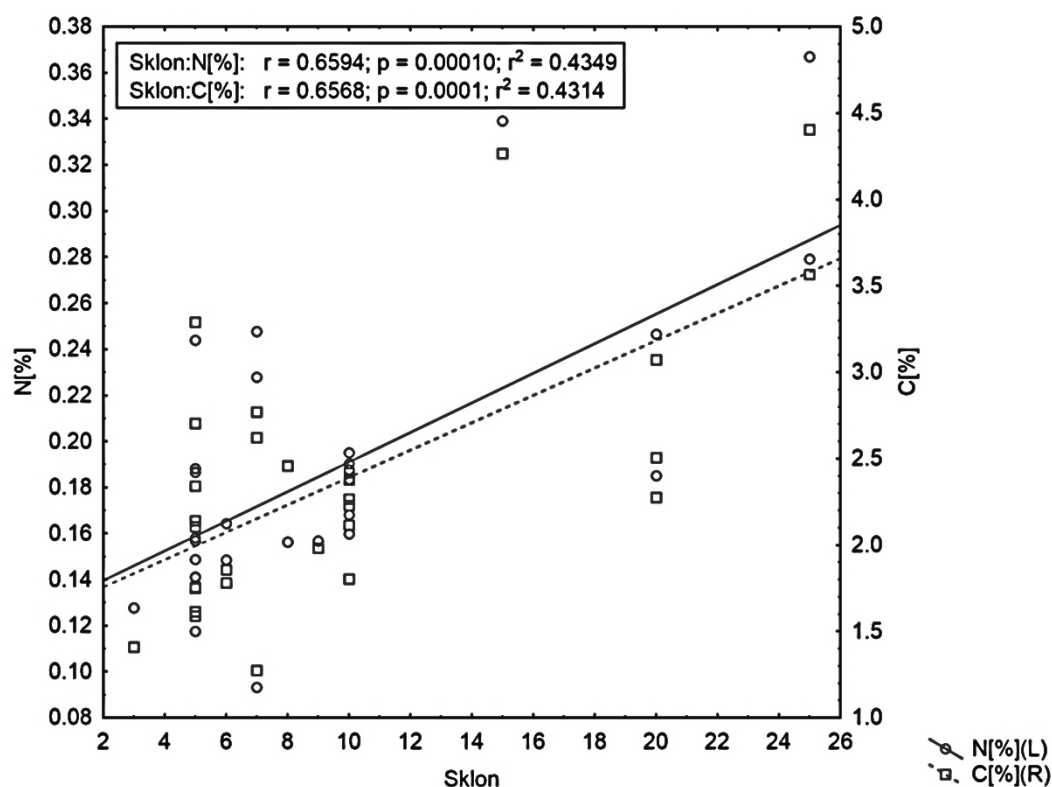
Obr. 25 Závislost množství celkového dusíku v půdě na celkovém množství dusíku

Relativně velmi těsně je korelováno množství uhlíku a dusíku se sklonem terénu (N: sklon - $r^2=0,21$; C: sklon/ $r^2=0,21$) Je patrné, že svažitost terénu má na obsah dusíku a uhlíku potažmo organické hmoty zásadní vliv.



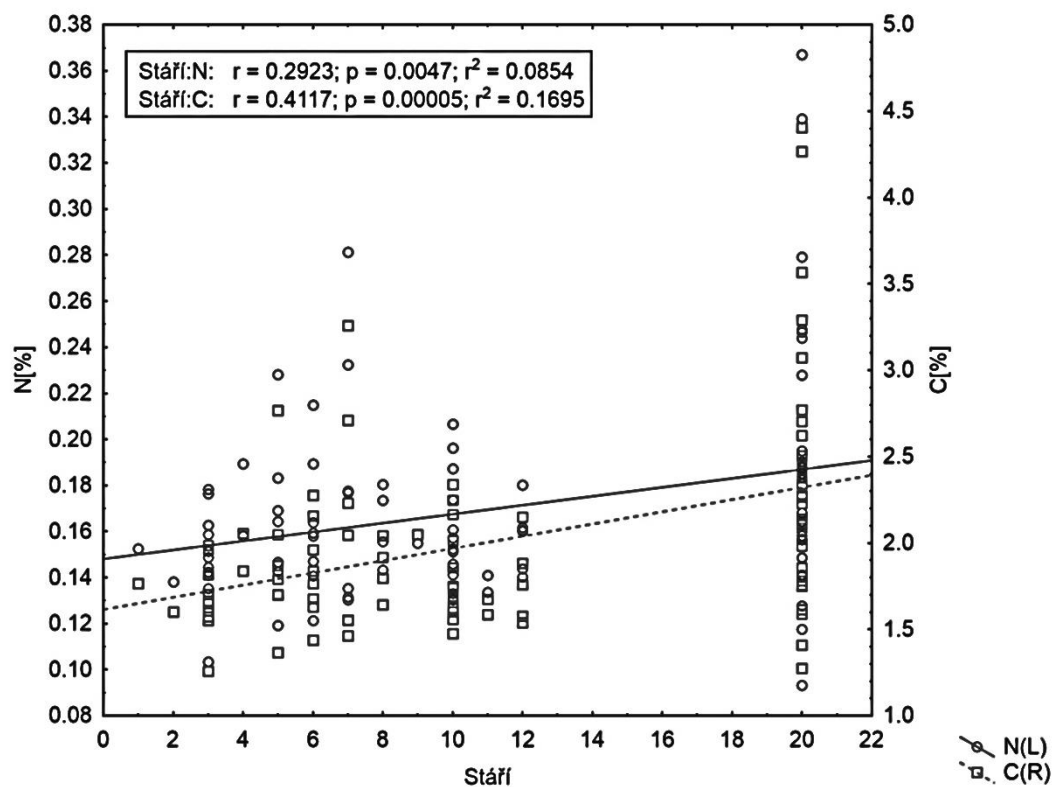
Obr. 26 Závislost celkového C a N na sklonu terénu.

Námi pozorovaný nárůst dusíku a uhlíku však vychází průkazně pouze v případě, že do analýzy zahrneme skupinu nejstarších úhorů. V případě, že nejstarší úhory odebereme, žádnou závislost pozorovat nelze. Pro oddělení vlivu stáří na strmost úhoru jsem udělal separátní analýzu pouze pro nejstarší úhory. Zde vychází poměrně těsná, vysoce průkazná závislost. Zdá se tedy, že i sklon samotný má vliv na množství C a N v půdě a že to není pouze projev stáří úhoru.



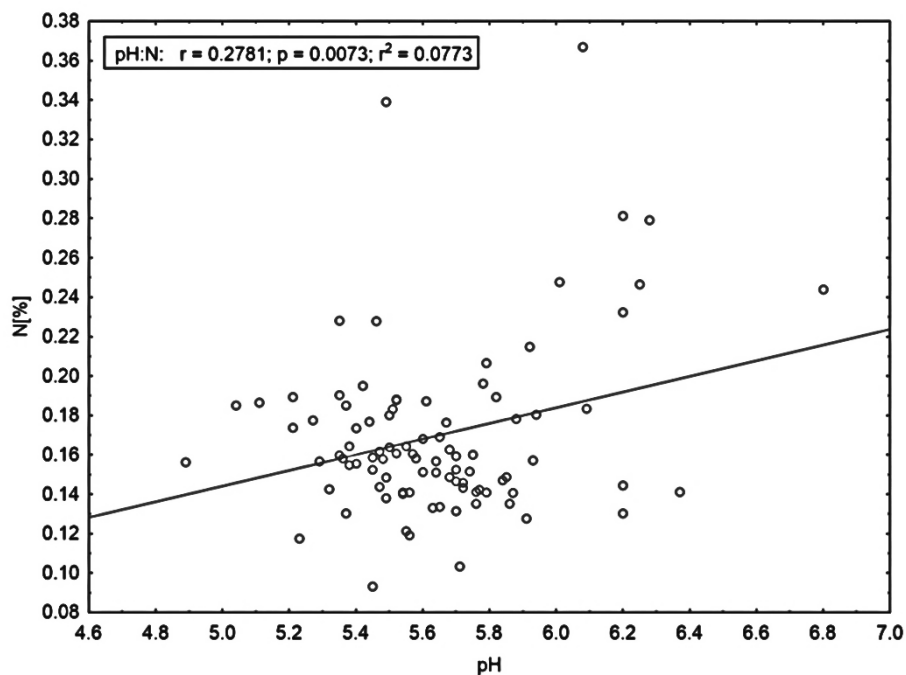
Obr. 27 Závislost množství půdního C a N na sklonu terénu. V této analýze byla použita pouze data z nejstarších dvacetiletých úhorů, aby se odfiltroval vliv stáří úhoru.

Data ukazují, že se množství dusíku i uhlíku, potažmo organické hmoty v půdě se po opuštění pole zvyšuje. Obhospodařování polí se projevuje na chemismu půdy mimo jiné úbytkem organické hmoty. Je to dáno odebíráním rostlinné biomasy (sklizně) a hlavně orbou. Zoraná půda je více prokysličená, než nezoraná, což způsobuje nárůst mikrobiálního dýchání a dýchání kořenů a s tím spojené značné ztráty organického uhlíku ve formě CO₂ uvolněného do atmosféry (Six et al., 1998). Po opuštění pole se půda přestává orat, a tak dojde k značnému omezení odlivu organické hmoty (Gaisler, 2011). Nadále však dochází k odnosu organické hmoty sečí, či vypalováním.



Obr. 28 Závislost množství půdního C a N na stáří úhoru

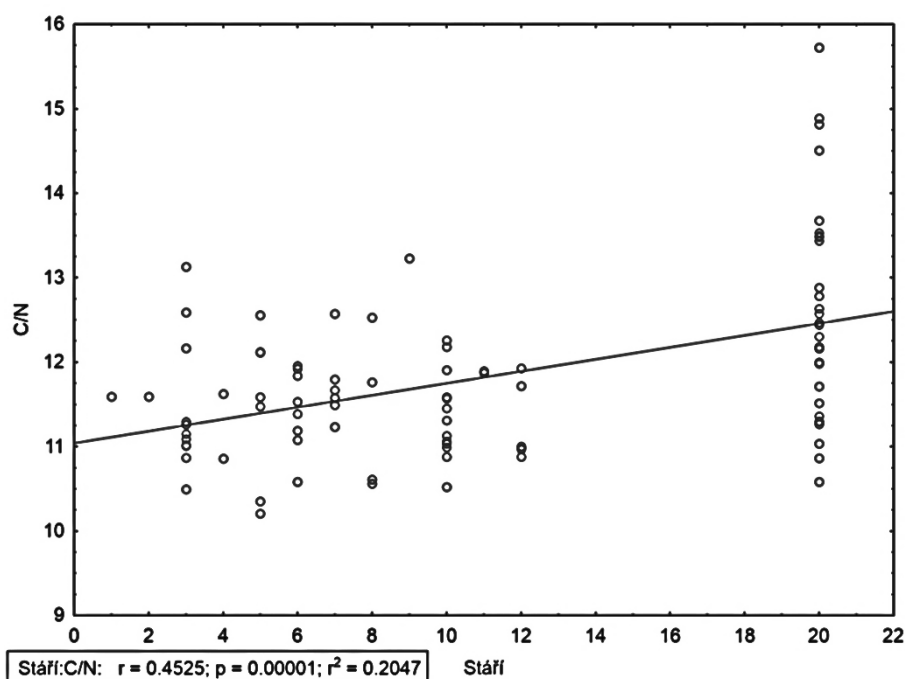
Zajímavá je rovněž korelace mezi pH a celkovým dusíkem. PH je v půdách banátských úhorů úhorů determinováno zejména přítomností karbonátových minerálů v půdě, zejména vápence.



Obr. 29 Korelace mezi pH půdy a celkovým obsahem dusíku.

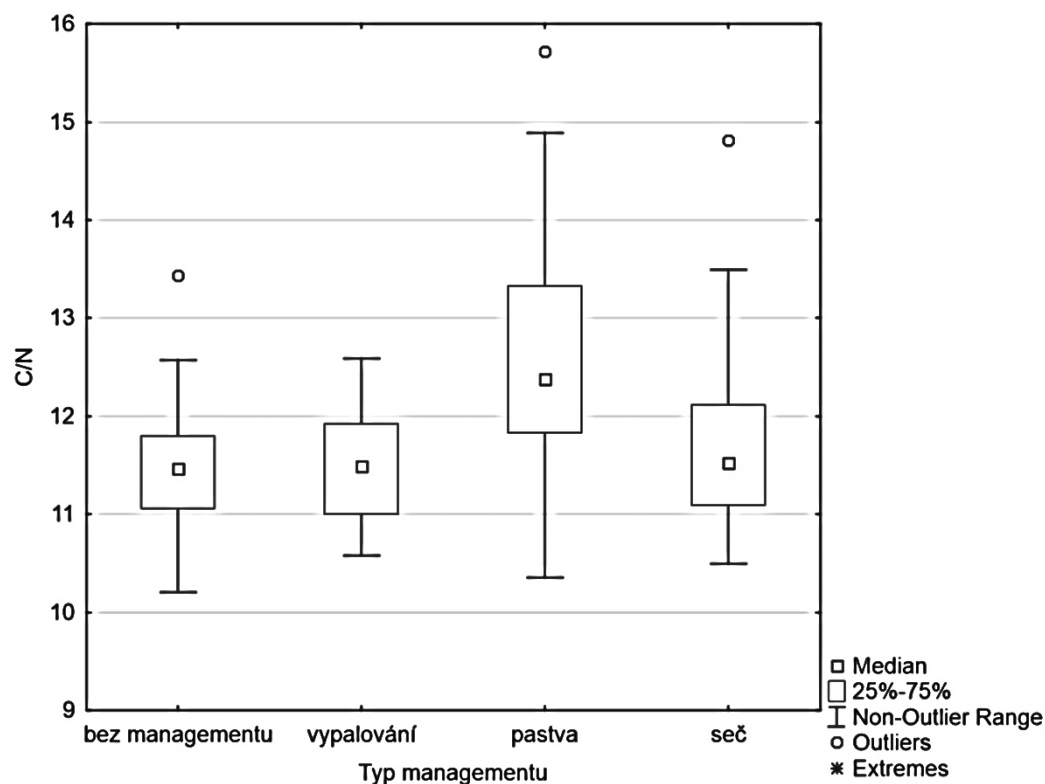
Zaměřil jsem se rovněž na to, zda může management úhoru ovlivnit množství organické hmoty. Analýza ANOVA neprokázala, že by typ managementu měl signifikantní vliv na množství uhlíku nebo dusíku.

Důležitou vlastností půdy však není pouze množství organické hmoty, v našem případě definované procentuálním obsahem celkového uhlíku a dusíku, ale i její kvalita. Jedním z nejdůležitějších kvalitativních ukazatelů organické hmoty je poměr mezi množstvím uhlíku a dusíku. Poměr C/N se zvyšuje (organická hmota je tedy méně kvalitní a hůře rozložitelná pro půdní organismy) se stářím úhoru. Je to tedy tak, že na úhorech Českého Banátu se množství organické hmoty v půdě po opuštění pole zvyšuje, množství organického uhlíku však v půdě narůstá rychleji, než množství dusíku. Je to vidět z grafu výše (Obr. 28). Zatímco množství organického uhlíku se dvacet let po opuštění zvýší o cca 53%, množství uhlíku se zvýší pouze o cca 26%.



Obr. 30 Závislost poměru C a N v půdě na stáří úhoru

Zkoumal jsem rovněž, zda je kvalita organické hmoty ovlivněna managementem. ANOVA prokázala ($p=0,006$), že na přepásaných úhorech je poměr C/N vyšší.



Obr. 31 Poměr C/N na úhorech v závislosti na typu managementu

4 Diskuze metodiky

4.1 Sběr dat

Do výzkumu jsem se snažil zahrnout v podstatě všechny úhory, které se v okolí vesnice Svata Helena nacházely. To se víceméně podařilo, a tak lze konstatovat, že jsem postihl zdejší úhory z valné většiny. Identifikace jednotlivých úhorů v krajině probíhala snadno, neboť jsou tam do dnešní doby zachovány meze, které jednotlivá bývalá pole oddělovaly.

Problémem této práce je do jisté míry fakt, že značnou část vysvětlujících proměnných, konkrétně údaje o managementu ploch a jejich stáří, jsem získával pouze od místních obyvatel. Z toho důvodu jsou tyto údaje do jisté míry nepřesné, ačkoliv jsem se je snažil zpřesnit „křížovým výsledkem“ několika různých lidí. Údaje o stáří úhoru jsem rovněž porovnával s leteckými snímky oblasti z roku 2005 a 2009, z čehož jsem vyvodil, že tato data jsou postavená na reálném základě. Data o typu managementu jsem rovněž získával výsledkem místních obyvatel. Tyto údaje jsem dále zpřesňoval na místě podle ukazatelů, které by na daný typ managementu poukazovaly- například okousaná vegetace, přítomnost uhlíků apod. Zde vidím největší problém v tom, že jsem získal pouze kvalitativní data (tedy pouze údaje o tom, zda se na daném úhoru nějaký management v uplynulých letech dělal, či ne). Skutečnost však pravděpodobně bude mnohem pestřejší. Případná chyba je snad dostatečně kompenzována množstvím vzorkovaných ploch tedy fytoecologických snímků (97 snímků). Jedním z nejdůležitějších aspektů vlivu managementu (resp. disturbancí) na vegetaci je jeho intenzita. Tato data jsem však do našeho výzkumu nezohlednil. Intenzita disturbancí na námi sledovaných úhorech pravděpodobně není všude stejná, pravděpodobně jsou některé úhory sekány, přepásány a vypalovány častěji než jiné. Rovněž je otázka nakolik je management úhorů stabilní, tedy zda místní obyvatelé udržují daný typ managementu na lokalitě dlouhodobě, či nikoliv. Předpokladem je, že místní obyvatelé obhospodařují úhory stále stejně, nebo alespoň tak dlouho, aby se efekt managementu promítnul do druhového složení. O platnosti tohoto předpokladu však lze diskutovat. Je pravděpodobné, že dostupné úhory, které poskytují kvalitní seno, jsou pravidelně a dlouhodobě sečeny, naopak úhory neproduktivní a vzdálené jsou pravidelně vypalovány. Složitější je však situace s pastvou, která se soustředí spíše na neproduktivní úhory, které jsou často kvůli vzrůstu čerstvé biomasy vypalovány. V souvislosti dramatickým úbytkem obyvatelstva je však v současnosti k dispozici mnohem více kvalitních travních ploch a tak v současnosti probíhá pastva i tam, kde by obyvatelé v minulosti získávali seno, a tak může probíhat pastva na úhorech víceméně stochasticky. Dalším problémem managementových dat je fakt, že z nich nelze exaktně určit,

zda je typ managementu příčinou dané vegetace, nebo naopak vegetace příčinou managementu. Jak již bylo zmíněno, je pravděpodobné, že místní obyvatelé budou kosit produktivní vysokostébelné trávnické lokality budou obhospodařovat pastvou a vypalováním. To může vést k tomu, že typ managementu bude ukazovat signifikantní vliv na vegetaci i v případě, že ve skutečnosti, žádný vliv nemá.

To všechno může data o managementu devalvovat a vést k chybám prvního i druhého typu. Výsledky analýz také zásadní vliv managementu neodhalily, jediný typ managementu, který měl signifikantní vliv na druhové složení, bylo vypalování, které svou podstatou patří mezi disturbance nejintenzivnější a také nejsnáze identifikovatelné.

Problematická může být i geografická rozrůzněnost našich úhorů. Úhory jsou od sebe dost vzdáleny. To by mohlo do analýz vnášet zkreslení. Hrozí, že jednotlivé úhory se budou od sebe lišit nikoliv z důvodů rozdílného managementu, chemismu půdy apod., ale hlavně z důvodů jiného geografického rozmístění. Proto jsem v přímých ordinačních analýzách použil označení jednotlivých klastrů úhorů jako kovariáty, abych tento případný efekt odstranil. V některých regresních analýzách jsem vyřadil nejodlehlejší (a nejodlišnější) úhory z analýzy. Jednalo se o 8 úhorů stáří 10-20+ let na lokalitě zvané Liburaž (viz klasr č. 5 na Obr.) Kromě problému s její geografickou odlehlostí na těchto úhorech rovněž nebo zcela jasné stáří, Nejstarší z nich byly minimálně 20 let staré, pravděpodobně však ještě více.

Dalším problémem byl vliv okolní vegetace. Hrozilo, že okolní vegetace bude mít větší vliv, než faktory, které nás primárně zajímaly. Proto jsem zkoumal vegetaci v okolí úhorů. Na základě floristického průzkumu okolí jsem vytvořil species pool, abychom mohli srovnávat, nakolik se okolní vegetace podílí na vegetaci úhorů. Z našich analýz nevyplývalo, že by se okolní vegetace měla vliv na druhové složení úhorů. Zdá se, že dostupné druhy, schopné šíření na opuštěná pole jsou na našich úhorech všude stejné, a tak se na utváření společenstev výrazněji podílejí jiné faktory. Zdá se, že druhy v okolí Svaté Heleny jsou schopny se snadno šířit na velké vzdálenosti, a tak mi nevyšel průkazný vliv okolní vegetace na vegetaci úhorů. Schopnost šíření druhů na velké vzdálenosti může být umocněna i značným množstvím pasoucích se zvířat v krajině, které roznášejí semena na velké vzdálenosti.

4.2 Půdní analýzy

Půdní vzorky jsem odebíral z hloubky cca 5-10 cm pod povrchem. Tedy v hloubce, kde rostliny měly nejvíce kořenů a kde tedy jsou vlastnosti půd pro rostliny nejdůležitější.

Půdní analýzy (kromě stanovení aktivního pH) byly vypracovány v Botanickém ústavu AVČR v Průhonicích. Metodika použitá na stanovení celkového uhlíku a dusíku je zcela standardní. Diskutabilní je použití extrakčního činidla Mehlich III pro stanovení dostupného fosforu v případě rendzin. Mehlich III se obvykle používá jako extrakční činidlo nevápnitých půd. Na vápnitých půdách se většinou pro stanovení dostupného fosforu využívají jiné metody, například Olsenův P test (Gary, 2000). Naše půdní vzorky, na první pohled poměrně překvapivě však byly mírně kyselé. Rovněž obsah Ca je nízký (pod 0,1%), což usuzuji na základě stanovení Ca v 7 náhodně vybraných vzorcích. Při stanovení Ca jsem použil Jankův vápnoměr, koncentrace Ca však nikdy nedosáhla meze detekce. Nízké pH můžeme vysvětlit vyplavením vápníku z jemné frakce A horizontu. Působením půdních organismů, totiž vzniká kyselý půdní roztok, schopný rozpouštět vápence a mobilizovat živiny (Begon et Harper, 1997). Tímto mechanismem mohou vznikat na vápencích mírně kyselé půdy.

5 Diskuze výsledků

5.1 Aktuální vegetace

CA analýza ukazuje, že vegetace je seřazena víceméně pravidelně a kontinuálně podél hlavní ordinační osy (Obr. 6). Výjimku ovšem tvoří pátý vegetační typ, který je oddělený a v ordinačním prostoru má separátní pozici. Jedná se o čtyři snímky z nejstrmějších svahů. Na těchto svazích panují z výše zmíněných důvodů velmi odlišné podmínky, a tak není příliš překvapivé, že jsou tyto úhory natolik rozdílné. Ostatní úhory jsou seřazeny podél hlavní osy. Jistým způsobem se vymyká i vegetační typ 3, do kterého patří mladé úhory na chudých půdách. Jde totiž o skupinu velmi variabilní. Cramer et Hobbs (2007) shrnují, že nejmladší úhory bývají často nejvariabilnější, protože se na nich nejvíce projevuje vliv předchozího managementu pole, přičemž přírodní podmínky nehrají v diverzifikaci společenstev takovou roli. S postupujícími lety se tato variabilita ztrácí a na úhorech se začínají tvořit společenstva typická pro dané podmínky.

Z našich dat vyplývá, že nejdůležitější faktor ovlivňující zásadně diverzitu i druhové složení úhorů je poměr C/N (Obr.10) Zajímavé je, že jde téměř přesně proti množství dostupného fosforu. To mě vede k závěru, že nejvíce se na druhovém složení projevuje živinový gradient tvořený dostupností dusíku a fosforu. Na jedné straně gradientu je vysoký poměr C/N, způsobující nedostupnost dusíku pro rostliny a současně malé množství fosforu v půdě. Na straně druhé je naopak poměr C/N nízký, a obsah fosforu vysoký (Obr.11).

Pokud se podíváme, jaké druhy se seřadily podél živinového gradientu, zjistíme, že na „chudé“ straně gradientu se nachází zejména vytrvalé stepní byliny, v kontextu travinných společenstev bychom je mohli označit za K-stratégy. Jedná se o druhy jako je *Helianthemum nummularium* či *Inula hirta*, Z graminoidů pak můžeme jmenovat *Luzula campestris*, *Carex caryophylla* a *Brachypodium pinnatum*. Rovněž se na této straně gradientu vyskytují esteticky a ochránářsky zajímavé druhy orchidejí *Orchis morio* a *Gymnadenia conopsea*. Na opačném, živinově bohatém, konci gradientu nalezneme druhy narušovaných stanovišť jako je *Daucus carota*, *Bromus mollis*, *Convolvulus arvensis*, *Agropyron repens*, *Taraxacum officinale*, a další. Tedy zejména jednoleté, ruderalní druhy, r-stratégy. Zajímavou hypotézu vyslovuje Šmarda et al. (2013), který tvrdí, že fosforem jsou více limitovány polyploidní druhy, které mají velký genom a potřebují tedy více fosforu.

Tilman (1987) uvádí, že živinový gradient je patrně nejdůležitější faktor pro diferenciaci společenstev na úhorech. Ve své studii pozoroval na živinově bohatých úhorech postupnou

dominanci druhů tvořících hodně biomasy- vysokostébelných travin atp. Na chudších naopak získávaly dominanci druhy krátkostébelné. Tomu víceméně odpovídá i pozorování v podmínkách Banátu.

To, že se na bohatších plochách udržují v sukcesi déle jednoleté, ruderální druhy, než na plochách živinami limitovaných, popsal ve své studii McLendon a Redente (1991), ve své studii se ovšem vysvětlení tohoto faktu dále nevěnoval. Já vysvětlení tohoto pozorování shledávám v tom, že ruderální druhy rostlin, vyskytující se na mnou studovaných úhorech jsou většinou adaptovány na co nejefektivnější čerpání živin z půdy. Pro ruderální druhy je typický negativní plant-soil feedback (Kardol et al., 2006), jsou schopny čerpat živiny z půdy efektivněji, na druhou stranu to ovšem vede k tomu, že se tyto druhy nejsou schopny na lokalitě existovat dlouhodobě. Na bohatších lokalitách proto mají jistou konkurenční výhodu.

Je ovšem třeba si také uvědomit, že variabilita vysvětlená živinovým gradientem se překrývá s variabilitou vysvětlenou stářím úhoru. Stáří úhoru je faktor, který se projevuje mnoha způsoby, jedním z jeho projevů jsou právě změna půdních podmínek. Zatímco fosfor se na úhorech vyskytuje víceméně stochasticky, dusík a jeho poměr k uhlíku je značně ovlivněn právě stářím úhoru a svažitostí úhoru. Živinový gradient se proto v mnohorozměrné analýze částečně přerývá s gradientem stáří úhoru.

Můžeme se ptát jak konkrétní efekt má stáří na vegetaci kromě změny vlastností půdy. Samotné stáří nevysvětluje příliš mnoho variability druhového složení. Z CCA analýzy je vidět, že druhem, který má nejvíce pozitivní odezvu na stáří je acidofyt *Viola canina*. S největší pravděpodobností je ale výskyt tohoto druhu na studovaných úhorech vázán na kyselé půdy. Zdá se, že do části nejvzdálenějších, nejstarších úhorů zasahuje kyselé podloží, na které je výskyt tohoto druhu vázán. Proto je nasnadě, zda v tomto případě není efekt stáří ve skutečnosti dán kyselým podložím.

Zajímavým pozorováním je zvýšený výskyt křovin na úhorech s vysokým obsahem dusíku. Jedná se o druhy rodů *Crataegus*, *Rubus*, *Rosa* a druhy *Prunus domestica* její zplanělé formy a *Prunus spinosa*. Více se faktorům ovlivňujícím sukcesi křovin věnuji ve zvláštní kapitole. Zároveň se na této straně gradientu vyskytují vysokostébelné traviny *Calamagrostis epigejos* a *Arrhenaterum elatius*. Zajímavé je to, že tento gradient celkové koncentrace dusíku v půdě působí nezávisle na poměru C/N. Zatímco poměr C/N je tradičně popisován jako ukazatel dostupnosti dusíku z organické hmoty, celkový obsah N vypovídá spíše o množství organické hmoty v půdě, případně o zásobě potenciálně využitelného dusíku. Množství organické hmoty v půdě pozitivně ovlivňuje schopnost půd zadržovat vodu (Gupta et Larson, 1979). Vzhledem k tomu, že sukcese křovin je limitována nejvíce právě dostupností vody

(Osbornová, 1990), spatřoval bych možné vysvětlení zvýšeného výskytu křovin na bohatých půdách právě v tomto mechanismu.

Je potřeba si uvědomit, že organický dusík v půdě je výhradně biogenního původu (Richter, 1997). Opět proto vyvstává otázka, co je příčina a co následek- zda je vegetace určena půdními podmínkami, nebo spíše naopak půdní podmínky určeny vegetací. U zkoumaného typu vegetace je biomasa ve značném množství z lokality odebírána a značná část živin se tedy musí do ekosystému dostat z prostředí a managementem.

CCA ukazuje, že výskyt křovin a expanzivních travin je spojen i s vypalováním. Výše jsem již diskutoval souvislost mezi křovinami a vypalováním zajímavá je však i souvislost mezi vypalováním a výskytem *Calamagrostis epigejos*. V řadě ekologických příruček je uvedeno vypalování jako potenciálně vhodný management travinných společenstev, mající pozitivní vliv, zejména díky omezení pokryvnosti silných dominant. O vypalování se hovoří velmi často jako o vhodném managementu pro lokality s dominancí *Calamagrostis epigejos* (Gaisler, 2011). Jiné zdroje uvádějí naopak zvýšený výskyt třtiny na vypalovaných plochách (Marozas et al., 2007). Důvodem pro rozdílný efekt vypalování v různých studiích je jeho intenzita. Na méně často (jednou za několik let) vypalovaných plochách může mít vypalování na vegetaci pozitivní vliv. V okolí Svaté Heleny je ovšem vypalování poměrně časté. Některé lokality jsou vypalovány až dvakrát ročně. Takto intenzivní disturbanční režim zvládnou tolerovat jen značně stres-tolerantní druhy, mezi které patří právě *Calamagrostis epigejos*.

5.2 Diverzita

Většina studií, zabývajících se sekundární sukcesí uvádí, že počet druhů se v čase nejdříve zvyšuje (Nicholson & Monk 1974). Uvádí se, že druhová bohatost bylinného patra se obvykle zvyšuje až do té doby, kdy na lokalitě začnou dominovat konkurenčně silné druhy, které kompetičně vyloučí slabší druhy. Z toho důvodu pak začíná diverzita bylin klesat. Na lokalitě se již nedokáží udržet kompetičně slabší druhy z řad r-stratégů. Z tohoto důvodu obvykle ochranářský management bezlesých lokalit zacílený na udržení co nejvyšší biodiverzity, zahrnuje nějakou formu disturbancí (Chytrý, 2010).

Data poukazují na unimodální průběh diverzity (počtu druhů) v čase (Obr.13). V časovém horizontu 20 let, jde o poměrně neobvyklé výsledky. Zdejší úhory dosahují maxima druhové bohatosti mezi po 12 letech po poslední orbě (Obr. 13). Publikace zabývající se změnami diverzity rostlin v průběhu sekundární sukcese na úhorech, většinou ukazují nárůst biodiverzity po delší dobu. Navíc není pravidlem, že by se vždy druhová bohatost s postupujícím časem vytrácela. Studie většinou ukazují dosažení maximální druhové

bohatosti po cca 20 letech (Bazzaz 1975) až 50 letech (Nicholson & Monk, 1974), která se poté udržuje na konstantní úrovni, případně nastává mírná stagnace či oscilace. Mění se pouze proporce jednotlivých životních forem rostlin (např. Nicholson & Monk, 1974). Na druhou stranu klasická studie Osbornové et al. (1990) z úhorů v Českém krasu ukazuje značně nepravidelný průběh diverzity v čase s několika maximy. Zdá se tedy, že vývoj diverzity rostlin na úhorech se je značně nepředvídatelný a závisí na celé řadě faktorů. Obecně ale dochází k poklesu biodiverzity ve chvíli, kdy na lokalitě začíná převládat silná dominanta. Tomuto pozorování odpovídají i naše data založená na porovnání druhové bohatosti a vyrovnanosti druhového složení (eveness).

Vzhledem k tomu, že ani na nejstarších úhorech nejsou dominující životní formou křoviny či stromy, je logické a obezřetné hledat vysvětlení úbytku biodiverzity nejprve jinde, než v pokračující sukcesi a nástupu křovin a jejich kompetičnímu tlaku. Nejstarší, dvacetileté úhory v okolí Svaté Heleny jsou ty nejstrmější z našeho souboru snímků. Lze předpokládat, že společenstva, vyskytující se na těchto nejstrmějších, nejexponovanějších místech jsou rozdílná od společenstev vyskytujících se na rovnějších úhorech. Na strmých svazích panují značně odlišné podmínky, než na rovině. Kromě pozorovaného vyššího množství organické hmoty v půdě (resp. v jemné frakci půdy) se půdy na svazích vyznačují vyšší skeletovitostí, rovněž jsou tyto úhory sušší a podmínky jsou obecně extrémnější. Vysvětlení poklesu biodiverzity na nejstarších úhorech bych tedy spatřoval částečně i ve specifických podmínkách, které na nestarších, a tedy zároveň nejstrmějších úhorech panují. Data ukazují, že na druhovou bohatost má vliv má negativní vliv poměr C/N v půdě (Obr. 14). Zároveň je však poměr C/N nejvyšší na strmých, a zároveň nejstarších úhorech. Pokud tedy vezmeme za fakt, že biodiverzita je přímo ovlivněna poměrem C/N v půdě, tak by mohl být pokles biodiverzity na nejstarších úhorech determinován částečně i jejich strmostí. To, že úbytek biodiverzity na nejstarších úhorech je způsoben i vyšším poměrem C/N by podporoval i fakt, že ve stejné věkové kategorii nejstarších, dvacetiletých úhorů je pokles biodiverzity s rostoucím C/N razantnější, než na mladších úhorech (Obr.15). Můžeme se ptát, proč se pokles biodiverzity s rostoucím C/N na starých úhorech projevuje více. Odpověď bych spatřoval v tom, že na mladých úhorech se vyskytuje více druhů iniciálních stadií, jež patří mezi stres-tolerující generalisty, kteří nejsou vysokým C/N tolik ovlivňováni.

Pokles diverzity s C/N a svažitostí úhoru lze tedy interpretovat jako pokles diverzity v důsledku omezené mikrobiální aktivity půdních mikroorganismů. Je popsáno, že pro mikroorganismy je poměr C/N v organické hmotě je jedním z nejdůležitějších limitujících

faktorů (Larsen et McCartney, 2000). V půdách s vysokým množstvím obtížně rozložitelné organické hmoty půdní mikroorganismy hůře prosperují, důsledkem čehož je omezená míra mineralizace dusíku a tedy i omezená dostupnost dusíku pro rostliny. Studie Grimea (1987) tvrdí, že přítomnost půdních organismů, konkrétně arbuskulárních mykorhizních hub zvyšuje v kontextu středoevropské přírody diverzitu rostlin o 30%. Mechanismem je podpora uchycování semenáčků a konkurenceschopnosti hostitelských druhů rostlin oproti dominantám. V některých případech však může přítomnost mykorhizních hub ovlivňovat diverzitu i negativně. Děje se tak v případě, že jsou dominantní druhy závislé na mykorhíze. Tento jev byl popsán ve studiích ze severoamerických prérií a australských jednoletých společenstev (Hartnett & Wilson 1999; O'Connor et al. 2002).

5.3 Struktura vegetace

Struktura vegetace se na námi pozorovaných úhorech poměrně očekávaně mění v čase (Obr.18). V prvních letech po opuštění se na úhorech vyskytují v hojné míře jednoleté rostliny, postupně se zvyšuje vytrvalých pokryvnost bylin a po cca 6 letech od opuštění se na našich úhorech začínají objevovat křoviny, které nadále zvyšují s ubíhajícím časem svoji pokryvnost. Naopak jednoleté rostliny začínají mizet. Na nejstarších úhorech měly křoviny pokryvnost až 35%.

Stáří úhory však není jediný faktor, který se podílí na přeměně bylinných společenstev na společenstva křovinná. Lineární regrese odhaluje též vliv celkového množství dusíku na pokryvnost křovin (Obr.19). Ještě jasněji vyplývá podpora křovin z přímé mnohorozměrné analýzy (CCA). Zdá se, že druhy křovin, jako jsou růže, hlohy a trnka, jsou na našich úhorech významně limitovány množstvím dusíku. Úhory na dusíkem bohatých půdách jsou křovinami hojně zarostlé, zatímco na úhory s půdami chudšími (s vysokým poměrem C/N) se křovinaté druhy nezvládají prosadit. Sice se na těchto chudších půdách vyskytují, avšak vyskytují se pouze ve formě juvenilních jedinců. Vysvětlení můžeme hledat v limitaci křovinatých druhů množstvím dusíku v půdě. S křovinami je množstvím N v půdě rovněž podpořena *Calamagrostis epigejos*, důležitý, často dominující dominantní druh expanzivní traviny.

To že množství dusíku v půdě má na průběh sukcese značný vliv, z řady studií známo. V rešeršní studii (Pracha et Řehouňková, 2006) se uvádí, že studie která studovaly průběh sukcese v závislosti na množství dusíku v půdě, došly k závěru, že vysoké množství dusíku podporuje konkurenčně silné druhy travin, jako je například *Arrhenaterum elatius*, které blokovaly sukcesu a tímto způsobem došlo ke zpomalení sukcese a zpomalení nástupu křovin.

V našem případě však pozorujeme opak- dusík nástup křovin spíše urychluje. Je možné, že efekt množství dusíku se mění podle celkového množství dusíku v půdě. Odpověď vegetace na množství dusíku v půdě nemusí být lineární. Půdy v Banátu jsou živinami velmi chudé. Lze předpokládat, že se křoviny více prosazují pouze v určitém rozmezí koncentrace dusíku. Při vyšším množství dusíku v půdě je možně, že by se začaly více projevovat expanzivní traviny, blokující sukcesi (*Arrhenaterum elatius*, *Brachypodium pinnatum*). Ovšem studie, která by experimentálně sledovala vliv přidavku dusíku na sekundární sukcesi v takovém časovém měřítku, aby se začaly projevovat křoviny, neexistuje. Existují ovšem obecné studie, popisující expanzi dřevin na travní společenstva vlivem imisí oxidů dusíku. (např. Kochy et Wilson 2001). To naznačuje, že mezi dusíkem a množstvím křovin souvislost skutečně existuje.

Naše data ukazují, že pokryvnost křovin souvisí s managementem úhory. Vypalované a přepásané úhory mají vyšší pokryvnost křovin. Je ovšem otázka co je příčina a co následek. Obyvatelé Svaté Heleny používají vypalování často jako prostředek k likvidaci křovin na pastvinách, tak je otázka, zda spíše není management vypalováním determinován přítomností křovin. Je ovšem fakt, že některé studie popisují za jistých okolností nárůst křovin vlivem málo intenzivní pastvy a vypalování (Archer et al. 1995). Požár nízké intenzity může pomoci expanzi křovin uvolněním živin z biomasy, odstraněním stařiny a snížením konkurence ze strany živin. Polykormonální křoviny, jako je právě trnka či ostružiník snadno vytvářejí nové výmladky a tak je požár nemusí tolik poškozovat. Pasoucí se dobytek se zase trnitým křovinám vyhýbá a preferuje chutnější rostliny, tímto způsobem mohou křoviny na pastvinách získat konkurenční výhodu. Povaha sebraných dat ovšem neumožňuje rozhodnout, co je v našem případě příčina a co následek, tedy jestli je přítomnost křovin příčinou managementu, či naopak management příčinou přítomnosti křovin. Minimálně v případě pastvy je vzhledem k její nízké intenzitě vliv značně diskutabilní.

5.3 Chemismus půdy

5.3.1 Fosfor

Obsah dostupného fosforu je v půdách velmi nízký. Pohybuje se v rozmezí 4-16 mg/kg s mediánem 6,5 mg/kg. Pro srovnání, české agronomické příručky charakterizují veškeré zemědělské půdy, včetně trvalých travních porostů, s obsahem fosforu nižším, než 50 mg/kg jako chudé (Richter, 1997). Lze proto předpokládat, že obsah fosforu bude pro vegetaci důležitým limitujícím faktorem. Je známým faktem, že obsah dostupného fosforu je značně

ovlivněn pH okolního prostředí. V alkalickém prostředí je fosfor vázán ve špatně rozpustných sloučeninách a jeho dostupnost pro rostliny a mobilita je značně omezena (Richter 1997).

Závislost množství dostupného fosforu na pH (Obr.23) poukazuje na to, že většina fosforu je vázána v anorganických sloučeninách se zásadotvornými prvky. Tuto domněnku podporuje i to, že množství fosforu není korelováno s množstvím uhlíku, jež se v našich vzorcích vyskytuje téměř výhradně ve formě organické hmoty, na což zase poukazuje velmi těsná závislost mezi množstvím uhlíku a dusíku (Richter 1997). V našem případě se bude nejpravděpodobněji nejčastěji jednat o sloučeniny s vápníkem. Část fosforu bude navázána i v organické hmotě, její množství ovšem není tak velké, aby se signifikantně projevilo v korelační analýze. Jistý problém je, že jsem neprovedl frakcionaci jednotlivých složek celkového fosforu v půdě, které by odhalila beze všech pochybností, jaké typy fosforu jsou obsaženy v jednotlivých vzorcích. Fosfor extrahovaný Mehlichem III, označovaný jako dostupný, totiž obsahuje několik různé frakce fosforu (anorganický i organický), které se mezi sebou značně liší mobilitou a jsou tedy pro rostliny dosažitelné v různé míře. My se můžeme o celkových poměrech frakcí fosforu pouze dohadovat, ačkoliv závislost fosforu na pH a negativní korelace s organickou hmotou nám dává jistou představu o tom, jaký fosfor převažuje.

Množství fosforu není nijak korelováno s žádnou z dalších zkoumaných proměnných prostředí. Můžeme tedy tvrdit, že distribuce dostupného fosforu v půdách úhorů je víceméně stochastická a jako vysvětlující proměnná může být snadno použitelná a interpretovatelná, protože nehrozí zkreslení vzájemnou korelací s jinými proměnnými.

5.3.2 Dusík, Uhlík

Mezi množstvím uhlíku a dusíku panuje těsná závislost (Obr.25). Velmi těsná závislost jasně ukazuje na to, že jsou tyto prvky přítomny téměř výhradně v organické hmotě (Robertson, 1999; Richter, 1997). Na rozdíl od fosforu je množství dusíku a uhlíku (potažmo organické hmoty) v půdě značně ovlivněno dalšími proměnnými prostředí.

Množství C a N se v čase zvyšuje (Obr.28). To, že množství organické hmoty se s narůstající dobou od opuštění pole zvyšuje, je známý fakt. Ve svých studiích ho popisuje například Burke (1995) a Rosenzweig (2016) a bylo tedy očekávatelné, že podobné výsledky vyjdou i nám. Vysvětlení spočívá v tom, že kultivací půdy dochází k jejímu vyčerpávání. Odebírání biomasy z polí a hlavně orba se projevuje úbytkem organické hmoty a celkovou degradací půd. Rychlost úbytku organické hmoty je závislá na intenzitě obhospodařování pole. Na intenzivně obdělávaných polích představuje tento jev vážný problém, což však není

případ Českého Banátu. Přirozené půdy mají vždy větší podíl organické hmoty, než kultizemě (Six et al., 1998). Jistý problém ovšem je, že pozitivní vztah mezi stářím úhoru a množstvím organické hmoty táhne nahoru skupina 28 nejstarších, dvacetiletých úhorů. Pokud je z analýzy vynecháme, tak se žádný vztah mezi těmito proměnnými neobjeví. Tyto nejstarší úhory jsou v okolí Svaté Heleny rozmístěny relativně rovnoměrně, nejsou koncentrovány na jednom místě a ani neexistuje vztah mezi stářím úhoru a jeho vzdáleností od vesnice. Z toho usuzuji, že pozorovaný vztah mezi stářím úhoru a množstvím organické hmoty je dán skutečně akumulací organické hmoty a nikoliv například zcela rozdílnou povahou skupiny starých úhorů či jejich polohou. Otázkou však zůstává, proč nepozorujeme průkazný nárůst organické hmoty v prvních 12 letech po opuštění. Většina studií zabývající se změnami zemědělských půd po opuštění pozoruje akumulaci organické hmoty na mnohem větší časové škále. Například práce Rosenzweiga (2016) pozoruje změny půdy v časovém horizontu 200 let od opuštění. Burkeho studie (1995) pozoruje úhory 50 let staré. V prvních deseti letech též nepozorují průkazný nárůst C a N. Z Rosenzweigových dat vyplývá, že změny v obsahu C a N jsou v prvních deseti letech po opuštění zanedbatelné. Proto se domnívám, že to, že naše data neukazují signifikantní nárůst C a N na 1-12 let starých úhorech, znamená pouze to, že tento nárůst je u raných úhorů příliš malý a náhodná variabilita půd tento efekt překryje. Někteří autoři dokonce popisují po opuštění pole počáteční úbytek dusíku daný tím, že s koncem kultivace se do půdy již nedostávají žádná hnojiva (Zak et al. 1990) Akumulace organické C a N může být obtížně pozorovatelná i z toho důvodu, že obhospodařování půd v Českém Banátu probíhá tradičním, málo intenzivním způsobem, a tak není úbytek C a N zdaleka tak znatelný, jako na intenzivních polích (Six et al., 1998).

Se stářím úhoru se zvyšuje nejen jeho množství, ale také se mění poměr C/N. Na starých úhorech je poměr C/N vyšší (Obr.30). Zvýšení poměru C/N se stářím pozoruje rovněž Zak et al. (1990). To je dáno tím, že materiál s vyšším poměrem C/N jako je například lignin a celulóza je hůře mikrobiálně rozložitelný, a tak probíhá mineralizace dusíku pomaleji. Z důvodu snížené rychlosti rozkladu tak dochází k akumulaci materiálu s vysokým podílem uhlíku (Mindermann, 1968). Důležitý faktorem je, že na starých úhorech probíhá mineralizace dusíku pomaleji, což vede k jeho omezené dostupnosti pro rostliny (Pastor et al., 1987)

Nejtěsněji je množství organické hmoty v půdě korelované se svažitostí úhoru (Obr. 26). O tom, proč tomu tak je, můžeme spekulovat. Strmé úhory mají některé společné vlastnosti, které jsem ve svých měřeních nesledoval, ačkoliv se dají vydedukovat. Strmé úhory mají

mělkou, skeletovitou půdu, protože eroze půdy na svazích probíhá rychleji. V důsledku nízké hloubky a přítomnosti velkého množství kamení a šterku podléhá půda větším teplotním výkyvům. Na svazích se rovněž intenzivněji projevuje orientace terénu- severně orientované svahy jsou chladnější a jižně zase teplejší. Na svazích se rovněž hůře drží vlhkost a jsou tedy sušší. (Suchara 2007) Obecně lze říci, že na svazích panují extrémnější podmínky s většími výkyvy. Můžeme tedy předpokládat, že samotný efekt svažitosti terénu je ve skutečnosti dán součtem výše jmenovaných efektů.

Otázkou je, proč je tedy na svažitých úhorech vyšší obsah organické hmoty v půdě (resp. v její frakci s částicemi menšími, než 2 mm). Domnívám se, že nárůst organické hmoty souvisí s potlačením mikrobiální aktivity v půdě. Podmínky na svazích jsou extrémní, a tak se tam půdním organismům nedaří tak dobře, jako na rovině. V důsledku omezené mikrobiální aktivity dochází k zpomalení rozkladu organické hmoty a snížení rychlosti mineralizace. Proto dochází k akumulaci organické hmoty a tedy ke zvyšování koncentrace C a N. Je potřeba si ale uvědomit, že toto zvýšení obsahu C a N je pouze relativní. Na strmých svazích jsou půdy z důvodu eroze velmi mělké a tak absolutní množství organického C a N bude ve vztahu k ploše nízké. Zjednodušeně řečeno- koncentrace organického C a N v půdě na svazích je vysoká. Organické hmoty a půdy celkově je tam ale mnohem méně než na rovině.

Kromě množství C a N se se svažitostí mění i jejich poměr, který se se svažitostí zvyšuje. To může být dáno jednak vysvětleno vyšší akumulací hůře rozložitelné organické hmoty (Mindermann, 1968) a též celkově nižší mikrobiální biomasou v půdě, která obsahuje dusíku relativně více.

Nárůst koncentrace organické hmoty v půdě se svažitostí terénu pozorovali ve své rozsáhlé práci i Chai et al. (2008). Zároveň pozoruje úbytek organické hmoty s vlhkostí (wetness index), což svědčí o tom, že úbytek organické hmoty může mít přímou souvislost s mikrobiální činností, která je půdní vlhkostí limitována. Chaiova práce vychází z velkého souboru dat, řádově se jedná o stovky půdních analýz, které vzal z území velkého stovky km². Cílem práce bylo vytvořit univerzální model predikující vlastnosti půdy na základě orografických dat, proto pocházely vzorky z rozmanitých typů půd.

Vzhledem ke korelaci mezi stářím a svažitostí terénu ovšem moje data nedovolují zcela jednoznačně určit, co se na množství a kvalitě organické hmoty v půdě projevuje více. K jednoznačnému potvrzení hypotézy o vlivu svažitosti na mikrobiální aktivitu a tím pádem na množství a kvalitu půdní organické hmoty bychom potřebovali provést stanovení půdní

mikrobiální aktivity. To, že však nárůst organické hmoty pozorujeme i ve skupině stejně starých, dvacetiletých úhorů (Obr.27), nasvědčuje tomu, že tento jev skutečně existuje, a že se tedy svažitost terénu na množství organické hmoty skutečně podílí. Hypotézu, že množství organické hmoty v půdě je determinováno mikrobiální aktivitou by podporoval i fakt, že množství dusíku je korelované s celkovým pH půdy (Obr. 29). Předpokládám, že variabilita pH půdy na úhorech Banátu je determinována zejména díky dýchajícím organismům, produkujícím oxid uhličitý, který se ve vodě mění na kyselinu uhličitou. Ta je schopná rozpouštět a mobilizovat minerály, které jsou zodpovědné za alkalickou reakci půdy, a proto by mělo být pH půdy na půdách s vysokou mikrobiální aktivitou nižší. Důvod pozorovaného úbytku N s pH bych tedy viděl jako možný důkaz vlivu aktivity půdních mikroorganismů na celkové množství organické hmoty.

Kromě abiotických faktorů se na kvalitě organické hmoty podílí i faktory biotické, konkrétně průkazně vyšel vliv pastvy na poměr C/N (Obr.31). Možná interpretace pro tento fakt je, že pasoucí se dobytek si vybírá ke konzumaci kvalitnější a „chutnější“ rostliny, či části rostlin, tedy ty s nižším poměrem C/N. Zbytek rostlin, jenž se stane součástí opadu, je pak méně kvalitní, což se pak projevuje na vlastnostech půdní organické hmoty.

Obecně toto téma není příliš popsáno a studie zabývající vlivem pastvy na kvalitu půdní organické hmoty a poměr C/N mají rozdílné výsledky. Schipper (2009) ve své studii z pozorování půdních vlastností přirozených stanovišť, přeměněných na pastviny pozoruje v čase hlavně snižování poměru C/N, ačkoliv na několika pastvinách pozoroval i zvýšení. Akumulace dusíku v půdě je závislá na počáteční hodnotě C/N. V jeho studii půdy s nedostatkem dusíku pod vlivem pastvy akumulovaly dusík nejrychleji. Naopak u půd s dostatkem dusíku se poměr C/N v čase mírně zvyšoval. (Schipper, 2009). Poměr C/N se v čase přibližoval konkrétní hodnotě 15:1.

Problém je, že pastva na úhorech Českého Banátu je ve srovnání s obvykle studovanými pastvinami velmi málo intenzivní. Místní obyvatelé mají k dispozici velké území a vzhledem k poklesu jejich počtu v posledních letech se zmenšily i stavy dobytka. Nezdá se mi proto příliš pravděpodobné, že by pastva skutečně měla signifikantní vliv na půdní vlastnosti. Z dat vyplývá, že pasené úhory patří zároveň mezi nejstarší, proto usuzuji, že pozorované zvýšení C/N je dáno pouze stářím úhoru.

6 Závěr

Na základě výzkumu 97 úhorů různého stáří v okolí vesnice Svatá Helena jsem dospěl k těmto závěrům:

1) Celkem bylo na úhorech v okolí Svaté Heleny nalezeno 306 druhů vyšších rostlin. Celkový počet druhů na snímku (25m²) se pohyboval od 18 do 58 druhů s průměrem 40 druhů na snímek. V rámci úhorových společenstev bylo vymezeno 5 vegetačních typů lišících se od sebe kromě druhového složení i přírodními podmínkami, na kterých se vyskytovaly.

2) Na diverzifikaci společenstev rostlin na úhorech se nejvíce podílí množství živin v půdě. Společenstva na živinově bohatších půdách se vyvíjejí společenstva více ruderálního charakteru s druhy jako *Bromus mollis*, *Erigeron annuus*, *Convolvulus arvensis* či *Daucus carota*. Na „chudé“ straně živinového gradientu nalezneme druhy lučních a stepních společenstev *Inula hirta*, *Filipendula vulgaris*, *Luzula campestris*, *Genista ovata*, *Polygala comosa*, *Chamaespartium saggitale*, *Trifolium montanum*, *Orchis morio* či *Gymnadenia densiflora*. Sukcese je ovlivněna množstvím živin v půdě. Druhy raně sukcesních stádií vydrží déle na živinami bohatších substrátech.

3) Diverzita úhorů roste v čase a maxima dosahuje mezi 12 a 20 lety od opuštění úhoru. Poté začíná počet druhů stagnovat. Důležitým faktorem pro diverzitu společenstev je i dostupnost dusíku. S vzrůstajícím poměrem C/N (a tedy snižující se dostupností dusíku) v půdě se druhová rozmanitost úhorů snižuje. Pokles biodiverzity s vzrůstajícím poměrem C/N v půdě je nejvýraznější na nejstarších, dvacetiletých úhorech.

4) Zarůstání úhorů křovinami je kromě stáří úhoru značně ovlivněno i obsahem organické hmoty v půdě. Na úhorech na půdách s vysokým obsahem uhlíku a dusíku se křoviny prosazují více a rychleji, než na půdách chudých, kde se sice semenáčky křovin rovněž uchycují, nedožívají se však vyššího věku. Data ukazují na možnou souvislost mezi vypalováním úhoru a růstem křovin, pro potvrzení této hypotézy by však byl nutný další výzkum.

5) V půdách se po opuštění pole začíná pozvolna kumulovat organická hmota. Rychlost akumulace je ovlivněna sklonem terénu. Obtížně rozložitelná hmota s vyšším poměrem C/N se akumuluje více.

Další vývoj krajiny v okolí Svaté Heleny bude záležet zejména na demografické situaci. Populace místních obyvatel se stále snižuje a chybí zejména lidé středního věku. V důsledku úbytku obyvatelstva se výměra obdělávané půdy se stále snižuje a zatím nic nenasvědčuje tomu, že by tento trend mohlo něco zvrátit. Travinná společenstva jsou schopná se na úhorech udržet desítky let, nástup křovin je poměrně pomalý a jeho rychlost závisí na vlastnostech půdy (konkrétně na koncentraci organické hmoty). Mozaikovitá struktura krajiny tedy bude pravděpodobně zachována i v dalších dekádách, a to i v případě úplného opuštění krajiny, ačkoliv část druhů může v souvislosti s opouštěním krajiny z krajiny postupně mizet.

7 Literatura

ANONYMUS (2013). Statistická ročenka půdního fondu České republiky: souhrnné výstupy ze souboru popisných informací katastru nemovitostí České republiky se stavem ke dni 31. 12. 2012. Praha: Český úřad zeměměřický a katastrální.

ARCHER, Steve, David S. SCHIMEL a Elisabeth A. HOLLAND (1995). Mechanisms of shrubland expansion: land use, climate or CO₂? *Climatic Change*, 29(1), 91-99.

ARMSTRONG, Robert A. a Richard MCGEHEE (1980). Competitive Exclusion. *American naturalist: Devoted to the Advancement and Correlation of the Biological Sciences*. Chicago: University of Chicago Press, 115

BAZZAZ, F. A (1975). Plant Species Diversity in Old-Field Successional Ecosystems in Southern Illinois. *Ecology*, 56(2), 485-488.

BELDIE, Al. (1977): Flora Romaniei. Vol. 1, Vol. 2.; Determinator ilustrat al plantelor vasculare.

BEGON, Michael, John L HARPER a Colin R TOWNSEND (1997). *Ekologie: jedinci, populace a společenstva*. 1. vyd. Olomouc, xxiv, 949 s. ISBN 80-7067-695-7.

BURKE, Ingrid C., William K. LAUENROTH a Debra P. COFFIN (1995). Soil Organic Matter Recovery in Semiarid Grasslands: Implications for the Conservation Reserve Program. *Ecological Applications*, 5(3), 793-801.

CONNELL, J. H. (1978) Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science*. 199(4335), 1302-1310.

CONNELL, Joseph H. a Ralph O. SLATYER (1977). Mechanisms of Succession in Natural Communities and Their Role in Community Stability and Organization. *The American Naturalist*. 1977, 111(982)

CRAMER, Viki A a R HOBBS (2007). Old fields: dynamics and restoration of abandoned farmland. Washington: Island Press. Science and practice of ecological restoration.

DENSLOW, J. S (1980). Patterns of plant species diversity during succession under different disturbance regimes. *Oecologia*, roč. 46, č. 1, s. 18-21.

GAISLER, Jan (2011). Obhospodařování travních porostů ve vztahu k agro-environmentálním opatřením: (otázky a odpovědi). Praha: Výzkumný ústav rostlinné výroby, 24 s. ISBN 978-80-7427-084-0.

GARY M. PIERZYNSKI (2000). Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals, and waters. [North Carolina: North Carolina State University, 2000. ISBN 1581613962.

GRIME, J.P., MACKEY, J.M.L., HILLIER, S.H. & READ, D.J. (1987). Floristic diversity in a model system using experimental microcosms. *Nature*, 328, 420–422.

GUPTA, S. C. a W. E. LARSON (1979). Estimating soil water retention characteristics from particle size distribution, organic matter percent, and bulk density. *Water Resources Research.*, 15(6), 1633-1635.

HARTNETT, D.C. & WILSON, W.T. (1999). Mycorrhizae influence plant community structure and diversity in tall grass prairie. *Ecology*, 80, 1187–1195.

HEJCMAN M., AUF D. & GAISLER J. (2005). Year-round cattle grazing as an alternative management of hay meadows in the Giant Mts (Krkonoše, Karkonosze), the Czech republic. *Ekológia* 24: 419 - 429.

HENNEKENS S. M. & SCHAMINÉE J. H. J. (2001): TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. – *Journal of Vegetation Science*, 12 (4): 589–591.

CHAI, Xurong, Chongyang SHEN, Xiaoyong YUAN a Yuanfang HUANG (2008). Spatial prediction of soil organic matter in the presence of different external trends with REML-EBLUP. *Geoderma*, 148(2), 159-166.

KARDOL, Paul, T. MARTIJN BEZEMER a Wim H. VAN DER PUTTEN (2006). Temporal variation in plant-soil feedback controls succession. *Ecology Letters* [online], 9(9), 1080-1088.

KLAUDISOVÁ A. (1978) Opuštěná pole a jejich funkce v krajině. – Rigorózní práce, Praha: Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Katedra botaniky.

KLUTE, Arnold a A PAGE (1986). *Methods of soil analysis*. 2nd ed. Madison, Wis.: Soil Science Society of America,. ISBN 0891180729.

KOCHY, Martin a Scott D. WILSON (2001). Nitrogen deposition and forest expansion in the northern Great Plains. *Journal of Ecology*, 89(5), 807-817.

LARSEN, Kevin L. a Daryl M. MCCARTNEY (2000). Effect of C: N Ratio on Microbial Activity and N Retention. *Compost Science*, 8(2), 147-159.

LAWLOR, D. W. Mengel, K. and Kirkby, E. A (2004). Principles of plant nutrition. *Annals of Botany* [online]., 93(4): 479-480

MADĚRA, Petr (2014). *Czech villages in Romanian Banat: landscape, nature, and culture*. 1st ed. Brno: Mendel University in Brno, ISBN 978-80-7375-960-5.

MAROZAS, Vitas, Jonas RACINSKAS a Edmundas BARTKEVICIUS (2007). Dynamics of ground vegetation after surface fires in hemiboreal *Pinus sylvestris* forests. *Forest Ecology and Management*, 250(1-2), 47-55.

MARSCHNER, Horst (1991). Mechanisms of adaptation of plants to acid soils. *Plant-Soil Interactions at Low pH* [online]. Dordrecht: Springer Netherlands, 1991, s. 683 [cit. 2016-02-28].

MCCUNE, Bruce and Dylan KEON, 2002. Equations for potential annual direct incident radiation and heat load index. *Journal of Vegetation Science*. 13:603-606.

MCLENDON, Terry a Edward F. REDENTE (1991). Nitrogen and Phosphorus Effects on Secondary Succession Dynamics on a Semi-Arid Sagebrush Site. *Ecology*, 72(6), 2016-2024.

MIKO, Ladislav a Michael HOŠEK (2009). *Příroda a krajina České republiky: zpráva o stavu 2009*. 1. vyd. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. ISBN 978-80-87051-70-2.

MINDERMAN, G. Addition, Decomposition and Accumulation of Organic Matter in Forests. *The Journal of Ecology*. 1968, 56(2),

MLÁDEK J., PAVLŮ V., HEJCMAN M. & GAISLER J (206)., *Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích: (metodická příručka pro ochranu přírody a zemědělskou praxi)*. Praha: Výzkumný ústav rostlinné výroby, 104 s. ISBN 80-86555-76-3.

MORAVEC, J (1994). *Fytocenologie*. Vyd. 1. Praha: Academia.

NICHOLSON, S. A. and MONK, C. D. (1974), Plant Species Diversity in Old-Field Succession on the Georgia Piedmont. *Ecology*, 55: 1075–1085.

O'CONNOR, P.J., SMITH, S.E. & SMITH, F.A. (2002). Arbuscular mycorrhizas influence plant diversity and community structure in a semiarid herbland. *New Phytol.*, 154, 209–218.

OSBORNŮVÁ, Jana (ed.) (1990). *Succession in abandoned fields: studies in central Bohemia, Czechoslovakia*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, Geobotany, 15. ISBN 0-7923-0401-2.

PASTOR, J., M. A. STILLWELL a D. TILMAN (1987). Nitrogen mineralization and nitrification in four Minnesota old fields. *Oecologia*, 71(4), 481-485

PIMENTEL, David, Ulrich STACHOW, David A. TAKACS, Hans W. BRUBAKER, Amy R. DUMAS, John J. MEANEY, Douglas E. ONSI a David B. CORZILIUS. (1992) *Conserving Biological Diversity in Agricultural/Forestry Systems*. *BioScience*, 42(5), 354-362

PRACH K. ŘEHOUNKOVÁ K. (2006): Vegetation succession over broad geographical scales: which factors determine the patterns? – *Preslia*, 76 (4): 469–480.

PROCHÁZKA, Stanislav (1998). *Fyziologie rostlin*. Academia,.

PYŠEK P. et al., (2012): Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. – *Preslia* 84: 155–255.

RENWICK, A, T. JANSSEN, P. H. VERBURG, C. REVOREDO-GIHA, W. BRITZ, A. GOCHT et D. MCCracken. (2013) Policy reform and agricultural land abandonment in the EU. *Land Use Policy*., roč. 30, č. 1, s. 446-457.

RICHTER, R. et al. (1997): Výživa a hnojení rostlin - díl II (studijní materiál pro vzdělávací kurz). MZLU v Brně, 78 s.

ROUNSEVELL, M.D.A., F. EWERT, I. REGINSTER, R. LEEMANS et T.R. CARTER (2005) Future scenarios of European agricultural land use. *Agriculture, Ecosystems.*, roč. 107, č. 2-3, s. 117-135.

ROBERTSON, G (1999). Standard soil methods for long-term ecological research. New York: Oxford University Press. Long-Term Ecological Research Network series, 2.

ROSENZWEIG, Steven T., Michael A. CARSON, Sara G. BAER a John M. BLAIR (2016). Changes in soil properties, microbial biomass, and fluxes of C and N in soil following post-agricultural grassland restoration. *Applied Soil Ecology*, 100, 186-194.

RYCHNOVSKÁ, Milena (1985). *Ekologie lučních porostů*. 1. vyd. Praha: Academia, 291 s.

ŘEPKA, R. (2013) Louky Bílých Karpat a Banátu- první přiblížení. Příspěvek na projektové konferenci Land team v Hostětíně. 21-25. 1.

SÁDLO, Jiří (1994). Život na spáleništi: antrakofyty a pyrofyty , Praha: Academia, Vesmír, 73, 556,

SCHIPPER, L. A. a G. P. SPARLING (2011). Accumulation of soil organic C and change in C: N ratio after establishment of pastures on reverted scrubland in New Zealand. *Biogeochemistry*, 104(1-3), 49-58.

SIX, J., E.T. ELLIOTT, K. PAUSTIAN a J. W. DORAN (1998). Aggregation and Soil Organic Matter Accumulation in Cultivated and Native Grassland Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 62(5),

SUCHARA, Ivan (2007). *Praktikum vybraných ekologických metod*. 1. vyd. Praha: Karolinum,. ISBN 978-80-246-1343-7.

ŠMARDA, Petr, Michal HEJCMAN, Alexandra BŘEZINOVÁ, et al. (2013) Effect of phosphorus availability on the selection of species with different ploidy levels and genome sizes in a long-term grassland fertilization experiment. *New Phytologist*, 200(3), 911-921.

TER BRAAK C. J. F. & ŠMILAUER P. (2002): CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for Windows: Soft-ware for Canonical Community Ordination (version 4.5). – Microcomputer Power, Ithaca, NY, US.

TILMAN, D.. (1987). Secondary Succession and the Pattern of Plant Dominance Along Experimental Nitrogen Gradients. *Ecological Monographs*, 57(3), 190–214.

TILMAN, D.. (1988) *Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities*. Princeton University Press.

VESELÝ, A.. (2012) *Vegetace úhorů a její dynamika ve vztahu ke změnám managementu zemědělské půdy v Českém Banátu*, Bakalářská práce, Přírodovědecká Fakulta UK v Praze

VOJTA J. - KOVÁŘ P. - VOLAŘÍK D (2014) 5.2. Patterns of grazing and plant species diversity in the pasturelands. - In: MADĚRA P. - KOVÁŘ P. - ROMPORTL D. - BUČEK A. et al (eds): Czech villages in Romanian Banat: Landscape, nature, and culture. - Mendel University in Brno, p. 153-163.

WAHLMAN H., MILBERG P. (2002). Management of semi-natural grassland vegetation: evaluation of long-term experiment in southern Sweden. *Annales Botanici. Fennici* 39: 159 – 166

XIAO, Xiao a Gregor F. FUSSMANN (2013). Armstrong–McGehee mechanism revisited: Competitive exclusion and coexistence of nonlinear consumers. *Journal of Theoretical Biology* [online], 339: 26-35.

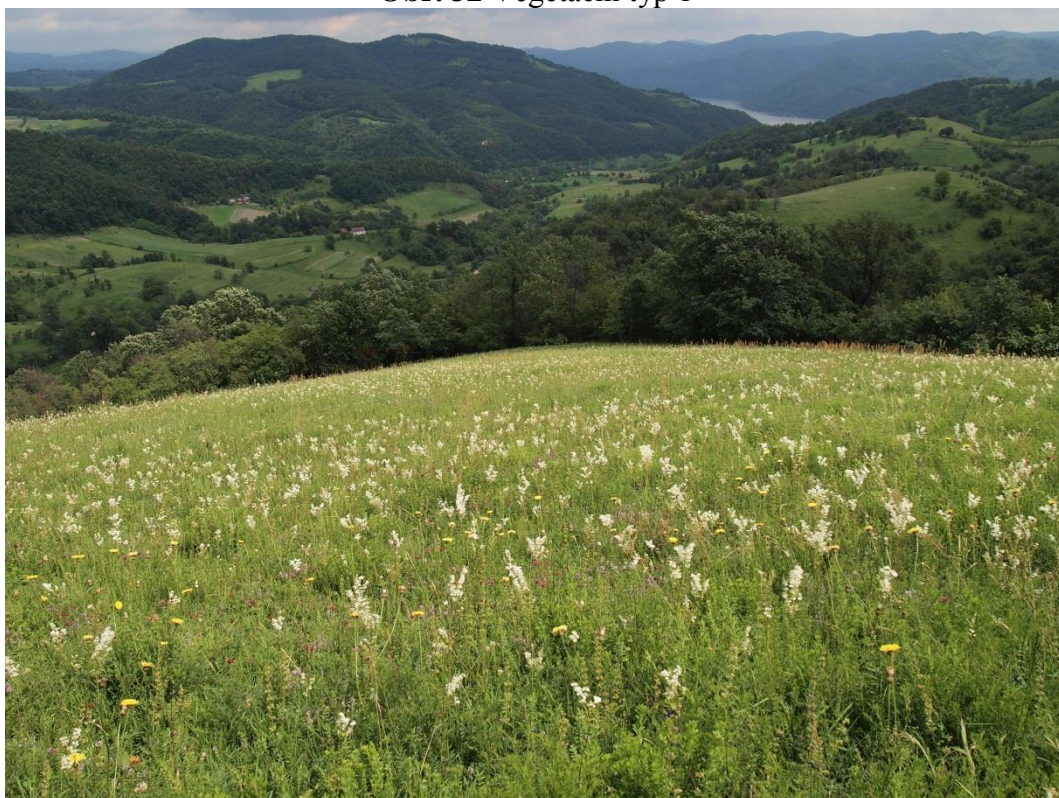
ZAK, D. R., GRIGAL, D. F., GLEESON, S., a TILMAN, D. (1990). Carbon and nitrogen cycling during old-field succession: constraints on plant and microbial biomass. *Biogeochemistry*, 11(2), 111-129.

ZBÍRAL, Jiří (2003). Analýza půd: jednotné pracovní postupy. Vyd. 2., přeprac. a rozš. Brno: Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Laboratorní odbor. ISBN 80-86548-38-4.

Přílohy



Obr. 32 Vegetační typ 1



Obr. 33 Vegetační typ 2



Obr. 34 Vegetační typ 3



Obr. 35 Vegetační typ 4



Obr. 36 Vegetační typ 5

	Průměrná hodnota	Heat load index	Sklon	Stáří úhru	Počet druhů	pH	N celkový	C celkový	P (Mehlich III)	C/N	Pokryvost křovin	Pokryvnost bylin	Počet druhů ve species poolu	Index podobnosti se species poolem	Skóre na 1. Ose CA	Skóre na 2. ose CA	Vzdálenost od vesnice	Počet typů landuse (100m buffer)	Eveness
Heat load index	0.883	1.000	-0.324	-0.112	0.150	0.410	0.193	0.131	0.210	-0.159	0.180	-0.072	0.022	0.178	0.233	0.387	0.184	-0.053	0.158
Sklon	5.811	-0.324	1.000	0.474	0.065	-0.012	0.455	0.521	-0.020	0.286	0.165	0.075	0.193	-0.262	-0.461	0.326	0.123	-0.123	-0.100
Stáří úhru	11.178	-0.112	0.474	1.000	0.033	-0.048	0.287	0.410	-0.028	0.463	0.366	0.307	0.247	-0.341	-0.634	0.271	0.106	-0.283	-0.067
Počet druhů	40.222	0.150	0.065	0.033	1.000	0.079	-0.053	-0.134	0.078	-0.258	0.134	-0.067	0.176	0.296	0.046	0.012	0.006	0.009	0.710
pH	5.644	0.410	-0.012	-0.048	0.079	1.000	0.275	0.194	0.432	-0.245	0.202	-0.081	0.053	-0.086	0.315	0.456	0.190	0.044	0.188
N celkový	0.170	0.193	0.455	0.287	-0.053	0.275	1.000	0.953	0.112	0.032	0.243	0.034	0.222	-0.045	-0.187	0.593	0.102	-0.065	-0.039
C celkový	2.015	0.131	0.521	0.410	-0.134	0.194	0.953	1.000	0.032	0.328	0.230	0.081	0.154	-0.133	-0.373	0.538	0.160	-0.063	-0.145
P (Mehlich III)	6.646	0.210	-0.020	-0.028	0.078	0.432	0.112	0.032	1.000	-0.269	0.027	0.014	0.252	0.030	0.349	0.363	-0.168	-0.099	0.167
C/N	11.830	-0.159	0.286	0.463	-0.258	-0.245	0.032	0.328	-0.269	1.000	-0.010	0.172	-0.145	-0.276	-0.684	-0.059	0.196	0.016	-0.334
Pokryvost křovin	5.089	0.180	0.165	0.366	0.134	0.202	0.243	0.230	0.027	-0.010	1.000	0.147	0.097	0.025	-0.110	0.389	0.140	-0.128	0.117
Pokryvnost bylin	90.478	-0.072	0.075	0.307	-0.067	-0.081	0.034	0.081	0.014	0.172	0.147	1.000	0.068	-0.079	-0.319	-0.096	-0.199	-0.101	-0.021
Počet druhů speciespoolu	90.767	0.022	0.193	0.247	0.176	0.053	0.222	0.154	0.252	-0.145	0.097	0.068	1.000	-0.068	-0.097	0.226	-0.180	-0.192	0.130
Index podobnosti	0.180	0.178	-0.262	-0.341	0.296	-0.086	-0.045	-0.133	0.030	-0.276	0.025	-0.079	-0.068	1.000	0.078	-0.116	-0.237	0.029	0.208
Skóre na 1. Ose CA	0.007	0.233	-0.461	-0.634	0.046	0.315	-0.187	-0.373	0.349	-0.684	-0.110	-0.319	-0.097	0.078	1.000	0.042	0.016	0.128	0.160
Skóre na 2. ose CA	0.079	0.387	0.326	0.271	0.012	0.456	0.593	0.538	0.363	-0.059	0.389	-0.096	0.226	-0.116	0.042	1.000	0.247	-0.081	0.041
Vzdálenost od vesnice	2091.486	0.184	0.123	0.106	0.006	0.190	0.102	0.160	-0.168	0.196	0.140	-0.199	-0.180	-0.237	0.016	0.247	1.000	0.072	-0.180
Počet typů landuse	2.278	-0.053	-0.123	-0.283	0.009	0.044	-0.065	-0.063	-0.099	0.016	-0.128	-0.101	-0.192	0.029	0.128	-0.081	0.072	1.000	0.069
Eveness	0.781	0.158	-0.100	-0.067	0.710	0.188	-0.039	-0.145	0.167	-0.334	0.117	-0.021	0.130	0.208	0.160	0.041	-0.180	0.069	1.000

Obr. 37 Korelační matice všech testovaných proměnných. Korelace, které vyšly průkazně, jsou zvýrazněny **tučně**. Hodnota v buňkách je koeficient korelace

<i>Acer campestre</i>	<i>Crepis biennis</i>	<i>Lathyrus sphaericus</i>	<i>Rubus caesius</i>
<i>Acinos arvensis</i>	<i>Cruciata laevipes</i>	<i>Lathyrus sylvestris</i>	<i>Rubus</i> sp.
<i>Adonis annua</i>	<i>Cruciata pedemontana</i>	<i>Lathyrus tuberosus</i>	<i>Rumex acetosa</i>
<i>Agrimonia eupatoria</i>	<i>Cynosurus cristatus</i>	<i>Leontodon autumnalis</i>	<i>Rumex acetosella</i>
<i>Agropyron repens</i>	<i>Dactylis glomerata</i>	<i>Leontodon hispidus</i>	<i>Rumex crispus</i>
<i>Agrostemma githago</i>	<i>Danthonia decumbens</i>	<i>Lepidium campestre</i>	<i>Rumex thyrsiflorus</i>
<i>Agrostis stolonifera</i>	<i>Daucus carota</i>	<i>Lepidium densiflorum</i>	<i>Salix caprea</i>
<i>Agrostis tenuis</i>	<i>Daucus species</i>	<i>Leucanthemum vulgare</i>	<i>Salvia nemorosa</i>
<i>Achillea impatiens</i>	<i>Dianthus armeria</i>	<i>Linaria vulgaris</i>	<i>Salvia pratensis</i>
<i>Achillea millefolium</i>	<i>Dianthus carthusianorum</i>	<i>Lolium multiflorum</i>	<i>Salvia verbenaca</i>
<i>Achillea pannonica</i>	<i>Doronicum species</i>	<i>Lolium perenne</i>	<i>Salvia verticillata</i>
<i>Aira elegans</i>	<i>Dorycnium germanicum</i>	<i>Lotus corniculatus</i>	<i>Sambucus ebulus</i>
<i>Ajuga genevensis</i>	<i>Dorycnium species</i>	<i>Luzula campestris</i>	<i>Sanguisorba minor</i>
<i>Allium oleraceum</i>	<i>Echinochloa species</i>	<i>Lychnis coronaria</i>	<i>Scabiosa ochroleuca</i>
<i>Anagallis arvensis</i>	<i>Echium vulgare</i>	<i>Lythrum species</i>	<i>Senecio jacobaea</i>
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	<i>Erigeron annuus</i>	<i>Malva sylvestris</i>	<i>Sherardia arvensis</i>
<i>Anthyllis vulneraria</i>	<i>Erigeron annuus s. strigosus</i>	<i>Medicago falcata</i>	<i>Silene alba</i>
<i>Arabidopsis thaliana</i>	<i>Erigeron candidus</i>	<i>Medicago lupulina</i>	<i>Silene vulgaris</i>
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	<i>Erodium cicutarium</i>	<i>Medicago minima</i>	<i>Sinapis arvensis</i>
<i>Aristolochia clematitis</i>	<i>Erophila verna</i>	<i>Medicago sativa</i>	<i>Sonchus arvensis</i>
<i>Arrhenatherum elatius</i>	<i>Eryngium campestre</i>	<i>Mentha longifolia</i>	<i>Sorbus torminalis</i>
<i>Artemisia vulgaris</i>	<i>Euphorbia cyparissias</i>	<i>Mentha pulegium</i>	<i>Stellaria graminea</i>
<i>Asperula tinctoria</i>	<i>Euphorbia taurinensis</i>	<i>Mentha</i> sp.	<i>Stellaria media</i>
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	<i>Euphrasia</i> sp.	<i>Muscari comosum</i>	<i>Symphytum officinale</i>
<i>Atrichum undulatum</i>	<i>Falcaria vulgaris</i>	<i>Myosotis arvensis</i>	<i>Tamus communis</i>
<i>Avenula compressa</i>	<i>Fallopia convolvulus</i>	<i>Nonea pulla</i>	<i>Tanacetum corymbosum</i>
<i>Bellis perennis</i>	<i>Ferulago sylvatica</i>	<i>Orchis coriophora</i>	<i>Tanacetum vulgare</i>
<i>Betonica officinalis</i>	<i>Festuca pratensis</i>	<i>Orchis morio</i>	<i>Taraxacum officinale</i>
<i>Bifora radians</i>	<i>Festuca rubra</i>	<i>Origanum vulgare</i>	<i>Teucrium chamaedrys</i>
<i>Bothriochloa ischaemum</i>	<i>Festuca rupicaprina</i>	<i>Orlaya grandiflora</i>	<i>Thalictrum</i> sp.
<i>Brachypodium pinnatum</i>	<i>Festuca rupicola</i>	<i>Oxalis fontana</i>	<i>Thuidium abietinum</i>
<i>Brachythecium</i> sp.	<i>Festuca valesiaca</i>	<i>Papaver dubium</i>	<i>Thymus pannonicus</i>
<i>Brachythecium velutinum</i>	<i>Filago arvensis</i>	<i>Papaver species</i>	<i>Thymus praecox</i>
<i>Brassica napus</i>	<i>Filago vulgaris</i>	<i>Petrorhagia species</i>	<i>Thymus pulegioides</i>
<i>Briza media</i>	<i>Filipendula vulgaris</i>	<i>Phleum phleoides</i>	<i>Tragopogon dubius</i>
<i>Bromus mollis</i>	<i>Fragaria vesca</i>	<i>Picris hieracioides</i>	<i>Tragopogon orientalis</i>
<i>Buglossoides arvensis</i>	<i>Fragaria viridis</i>	<i>Pilularia species</i>	<i>Tragopogon pratensis</i>
<i>Buglossoides purpureoacerulea</i>	<i>Fraxinus ornus</i>	<i>Pimpinella saxifraga</i>	<i>Trifolium alpestre</i>
<i>Bupleurum praealtum</i>	<i>Galeopsis tetrahit</i>	<i>Pinus species</i>	<i>Trifolium dubium</i>
<i>Bupleurum species</i>	<i>Galium album</i>	<i>Plagiomnium medium</i>	<i>Trifolium fragiferum s. fragiferum</i>
<i>Calamagrostis epigejos</i>	<i>Galium</i> sp.	<i>Plantago lanceolata</i>	<i>Trifolium incarnatum</i>
<i>Campanula glomerata</i>	<i>Galium verrucosum</i>	<i>Plantago media</i>	<i>Trifolium montanum</i>
<i>Campanula patula</i>	<i>Galium verum</i>	<i>Pleurozium schreberi</i>	<i>Trifolium pannonicum</i>
<i>Campanula persicifolia</i>	<i>Genista ovata</i>	<i>Poa angustifolia</i>	<i>Trifolium pratense</i>
<i>Campanula rapunculus</i>	<i>Genista tinctoria</i>	<i>Poa compressa</i>	<i>Trifolium repens</i>
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	<i>Geranium columbinum</i>	<i>Poa pratensis</i>	<i>Trifolium rubens</i>
<i>Cardaria draba</i>	<i>Glechoma hederacea</i>	<i>Poa rhipaea</i>	<i>Trichophorum alpinum</i>
<i>Carduus acanthoides</i>	<i>Gymnadenia conopsea</i>	<i>Poa</i> sp.	<i>Tripleurospermum maritimum</i>
<i>Carduus nutans</i>	<i>Helianthemum nummularium</i>	<i>Poa trivialis</i>	<i>Trisetum flavescens</i>
<i>Carex caryophyllea</i>	<i>Hieracium bauhini</i>	<i>Polygala comosa</i>	<i>Valerianella dentata</i>
<i>Carex pairae</i>	<i>Hieracium pilosella</i>	<i>Polygala vulgaris</i>	<i>Valerianella locusta</i>
<i>Carex pallescens</i>	<i>Hieracium pilosella s. melanops</i>	<i>Polygonum aviculare</i>	<i>Verbascum lychnitis</i>
<i>Carex tomentosa</i>	<i>Hieracium sabaudum</i>	<i>Polygonum lapathifolium</i>	<i>Verberna officinalis</i>
<i>Carex vulpina</i>	<i>Holcus lanatus</i>	<i>Populus tremula</i>	<i>Veronica arvensis</i>
<i>Carlina acanthifolia</i>	<i>Hypericum maculatum</i>	<i>Potentilla anserina</i>	<i>Veronica chamaedrys</i>
<i>Carlina vulgaris</i>	<i>Hypericum perforatum</i>	<i>Potentilla argentea</i>	<i>Veronica jacquinii</i>
<i>Carpinus orientalis</i>	<i>Hypericum perforatum</i>	<i>Potentilla erecta</i>	<i>Veronica officinalis</i>
<i>Caucalis platycarpus</i>	<i>Hypochoeris maculata</i>	<i>Potentilla recta</i>	<i>Veronica persica</i>
<i>Centaurea scabiosa</i>	<i>Hypochoeris radicata</i>	<i>Prunella vulgaris</i>	<i>Veronica polita</i>
<i>Centaurea</i> sp.	<i>Chaerophyllum bulbosum</i>	<i>Prunus avium</i>	<i>Veronica teucrium</i>
<i>Cerastium glomeratum</i>	<i>Chamaecytisus glaber</i>	<i>Prunus domestica</i>	<i>Vicia angustifolia</i>
<i>Cerastium holsteoides</i>	<i>Chamaespartium sagittale</i>	<i>Prunus</i> sp.	<i>Vicia cracca</i>
<i>Cerastium species</i>	<i>Chondrilla juncea</i>	<i>Prunus spinosa</i>	<i>Vicia hirsuta</i>
<i>Ceratodon purpureus</i>	<i>Chrysopogon gryllus</i>	<i>Pyrola species</i>	<i>Vicia pannonica</i>
<i>Cichorium intybus</i>	<i>Inula hirta</i>	<i>Pyrus species</i>	<i>Vicia sativa</i>
<i>Cirsium arvense</i>	<i>Inula salicina</i>	<i>Quercus cerris</i>	<i>Vicia sepium</i>
<i>Cirsium vulgare</i>	<i>Knautia arvensis</i>	<i>Ranunculus bulbosus</i>	<i>Vicia tenuifolia</i>
<i>Clematis vitalba</i>	<i>Knautia</i> sp.	<i>Reseda lutea</i>	<i>Vicia tetrasperma</i>
<i>Clinopodium vulgare</i>	<i>Koeleria macrantha</i>	<i>Rhinanthus rumelicus</i>	<i>Viola arvensis</i>
<i>Consolida regalis</i>	<i>Lactuca species</i>	<i>Rhizomnium punctatum</i>	<i>Viola canina</i>
<i>Convolvulus arvensis</i>	<i>Lamium purpureum</i>	<i>Rorippa sylvestris</i>	<i>Viola hirta</i>
<i>Coronilla varia</i>	<i>Lathyrus niger</i>	<i>Rosa gallica</i>	<i>Vulpia myuros</i>
<i>Crataegus</i> sp.	<i>Lathyrus pratensis</i>	<i>Rosa</i> sp.	